Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Environment Canada
Environmental Protection Service

L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine

Agriculture Canada
Alberta Environment
Environnement Canada
Santé et Bien - être social Canada
Ministère de l'environnement de l'Ontario
D. W. Smith and Associates Ltd.

Guide
SPE 6-EP-84-1

Direction Générale des programmes de protection de l'environnement
Janvier 1985

5-6493/

LES RAPPORTS DU SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Les guides de formation sont essentiellement utilisés à des fins de formation professionnelle.

Le Service publie nombre d'autres rapports dans les collections suivantes : Règlements, codes et méthodes d'analyse, Politique et planification, Analyse économique et technique, Développement des techniques, Surveillance, Exposés et mémoires soumis à des enquêtes publiques et Évaluation des incidences sur l'environnement.

Pour tout renseignement, prière de s'adresser au Service de la protection de l'environnement, ministère de l'Environnement, Hull (Québec), Canada, K1A 1C8.

ENVIRONMENTAL PROTECTION SERVICE REPORT SERIES

Training Manuals present information that is used primarily for training purposes.

Other categories in the EPS series include such groups as Regulations, Codes, and Protocols; Policy and Planning; Economic and Technical Review; Technology Development; Surveillance; Briefs and Submissions to Public Inquiries; and Environmental Impact and Assessment.

Inquiries pertaining to Environmental Protection Service Reports should be directed to the Environmental Protection Service, Department of the Environment, Hull, Quebec, Canada, K1A 1C8.

L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine

Préparé par le Groupe de travail technique constitué de:

Steve A. Black, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto
David N. Graveland, Alberta Environment, Lethbridge
Wally Nicholaichuk, Agriculture Canada, Swift Current
Daniel W. Smith, Université de l'Alberta, Edmonton
Richard S. Tobin, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa
Melvin D. Webber, Environnement Canada, Burlington

Responsable scientifique du projet:

Trevor R. Bridle, Environnement Canada, Burlington

SPE 6-EP-84-1F
Mars 1984

Avis

Tout commentaire concernant le contenu du présent guide doit être adressé à:
M.D. Webber
Centre technique des eaux usées
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

Édition française de
Manual for Land Application of Treated Municipal Wastewater and Sludge
préparée par le Module d'édition française
du Service de la protection de l'environnement,
Environnement Canada

AVANT-PROPOS

Le présent guide de formation a été conçu à "l'Atelier sur l'irrigation au moyen d'effluents", tenu le 6 novembre 1980, à Régina. M. H.J. Brian Curran du S.P.E., bureau de district de la Saskatchewan, a amorcé le projet de ce document. En 1981, plusieurs organismes provinciaux et fédéraux chargés de l'utilisation des terres, de la santé publique et de la conservation de l'environnement ont été consultés, et un groupe de travail technique (G.T.T.) ainsi qu'un groupe d'étude ont été créés. Chaque membre du G.T.T. a été affecté à la direction de la rédaction d'au moins un des chapitres de ce document. Le G.T.T. s'est réuni à Calgary, Winnipeg, Vegreville, Swift Current et Burlington. On a demandé au groupe d'étude, incluant des représentants de tous les gouvernements provinciaux et fédéral ainsi que de quelques universités choisies de commenter le plan détaillé et l'ébauche du guide.

Ce guide s'adresse aux individus et organisations qui s'intéressent à l'épandage, sur les terres, des eaux usées et des boues urbaines traitées. Il ne s'agit pas d'un guide de conception technique pour laquelle on recourra plutôt à l'art de l'ingénieur.

FOREWORD

The need for this information manual was identified at a "Workshop on Effluent Irrigation" held in Regina, Saskatchewan, November 6, 1980. Development of the document was initiated by Mr. H.J. Brian Curran, EPS, Saskatchewan District Office. Several provincial and federal agencies involved in land use, public health and environmental conservation responded to an enquiry in 1981 and both a Technical Working Group (TWG) and a Review Group were organized. Each member of the TWG was assigned lead responsibility for one or more sections of the document. Meetings of the TWG were held in Calgary, Winnipeg, Vegreville, Swift Current and Burlington. The Review Group, which included representatives from all provincial governments, the federal government and selected universities, were asked to consider the expanded outline and a draft of the information manual.

The purpose of the manual is to provide basic information for individuals and organizations interested in the application of treated municipal wastewater and sludge to land. The manual is not a design guide; current engineering practice must be employed for design purposes.

Remerciements

Le Groupe de travail technique tient à remercier de leur aide les personnes suivantes:
V.O. Biederbeck, Agriculture Canada, Swift Current
J.B. Bole, Agriculture Canada, Swift Current
Y.U. Jame, Agriculture Canada, Swift Current
J. Knipfel, Agriculture Canada, Swift Current
G.A. Pearce, Envirosearch Ltd., Milton
Y.K. Soon, Agriculture Canada, Beaverlodge

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos		III
Foreword		III
Liste des figures		IX
Liste des tableaux		XI
1	CHAPITRE D'INTRODUCTION	1
1.1	Historique	1
1.2	But du présent ouvrage	1
1.3	Plan du présent ouvrage	2
1.4	Utilité du présent ouvrage	2
2	CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA PLANIFICATION	3
2.1	Évaluation préliminaire	3
2.1.1	Définition des problèmes	3
2.1.2	Considérations juridiques	4
2.1.3	Considérations sociales	4
2.1.4	Considérations techniques	5
2.1.5	Considérations économiques	5
2.2	Évaluation détaillée du projet	5
2.2.1	Définition du projet	5
2.2.2	Considérations juridiques	7
2.2.3	Considérations sociales	7
2.2.4	Considérations techniques	8
2.2.5	Considérations économiques	9
2.3	Auditions et approbation officielles	9
2.4	Conception finale	9
3	TRAITEMENT ET ÉLIMINATION DES EAUX USÉES	11
3.1	Les eaux usées et la nécessité de les traiter	11
3.2	Modes possibles de traitement	11
3.2.1	Bassins de stabilisation des eaux usées	11
3.2.2	Systèmes de traitement mécanique	12
3.2.3	Traitement des boues	14
3.3	Quantité et propriétés des produits de traitement des eaux usées	14
3.3.1	Effluents traités	14
3.3.2	Boues d'épuration	15
3.4	Modes actuels d'évacuation	16
3.4.1	Eaux usées traitées d'origine urbaine	16
3.4.2	Boues d'épuration d'origine urbaine	17
4	CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX SOLS	18
4.1	Introduction	18
4.2	Propriétés physiques du sol et processus en cause	18

4.2.1	Composition du sol	18
4.2.2	Texture du sol	20
4.2.3	Structure du sol	20
4.2.4	Infiltration et perméabilité	21
4.2.5	Rétention de l'eau	21
4.2.6	Déplacement de l'eau dans le sol	22
4.3	Propriétés chimiques du sol et processus en cause	23
4.3.1	Adsorption	24
4.3.2	Précipitation chimique	25
4.3.3	Formation de complexes	25
4.4	Propriétés biologiques et réactions dans le sol	26
4.5	Devenir de certains constituants des eaux d'égout dans le sol	29
4.5.1	Azote	29
4.5.2	Phosphore	30
4.5.3	Métaux lourds	32
4.5.4	Bore	34
5	CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'HYGIÈNE DU MILIEU	35
5.1	Introduction	35
5.2	Polluants chimiques inorganiques	35
5.2.1	Cadmium	38
5.2.2	Zinc	40
5.2.3	Cuivre	40
5.2.4	Nickel	40
5.2.5	Molybdène	41
5.2.6	Résumé	41
5.3	Polluants organiques	41
5.3.1	Produits chimiques organiques présents dans les eaux usées traitées	42
5.3.2	Produits chimiques organiques présents dans les boues d'épuration	43
5.3.3	Résumé	43
5.4	Organismes pathogènes	43
5.4.1	Bactéries	44
5.4.2	Virus	47
5.4.3	Helminthes	48
5.4.4	Protozoaires	50
5.4.5	Qualité biologique des eaux usées traitées	50
5.4.6	Qualité biologique des boues d'épuration	53
5.4.7	Résumé	54
6	CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX CULTURES	57
6.1	Introduction	57
6.2	Exigences relatives à la production agricole	57
6.2.1	Éléments nutritifs	57
6.2.2	Eau	57
6.3	Facteurs de tolérance des cultures	58
6.3.1	Éléments nutritifs	58
6.3.2	Métaux lourds	61

6.3.3	Excès d'eau	63
6.3.4	Sels	63
6.4	Qualité des cultures	68
6.4.1	Sels nutritifs	68
6.4.2	Métaux lourds	68
6.4.3	Substances toxiques organiques	71
6.4.4	Microbiologie	73
6.5	Autres cultures	76
6.5.1	Céréales à petits grains	76
6.5.2	Cultures en ligne	77
6.5.3	Fourrages persistants	77
6.5.4	Forêts	78
6.5.5	Arbres fruitiers	78
6.6	Avantages des cultures abris	79
7	ÉPANDAGE D'EAUX USÉES TRAITÉES D'ORIGINE URBAINE	80
7.1	Introduction	80
7.1.1	Chimie des eaux usées traitées	80
7.1.2	Débits et emmagasinage des eaux usées	82
7.1.3	Qualité de l'eau d'irrigation	83
7.2	Divers modes d'épandage des eaux usées	86
7.2.1	Irrigation à débit normal	86
7.2.2	Système d'irrigation à débit élevé	90
7.2.3	Modes d'épandage	93
7.2.3.1	Irrigation par aspersion	94
7.2.3.2	Irrigation de surface	96
7.2.3.3	Comparaison des coûts	99
7.3	Diverses méthodes destinées à améliorer les eaux usées traitées	100
7.3.1	Écoulement de surface	100
7.3.2	Infiltration rapide	103
7.3.3	Système de terres marécageuses	108
7.4	Autres méthodes d'élimination des eaux usées	113
7.5	Étude de rentabilité	114
7.6	Utilisation du liquide surnageant	114
7.7	Applications particulières de l'irrigation	115
7.7.1	Forêts	116
7.7.2	Gazon	116
7.7.3	Terrains de golf	116
7.7.4	Pépinières d'arbres à valeur commerciale	117
8	ÉPANDAGE DES BOUES D'ÉPURATION D'ORIGINE URBAINE	118
8.1	Production de boues d'épuration	118
8.2	Caractérisation des boues	119
8.2.1	Quantité	119
8.2.2	Composition	120
8.3	Modes possibles de traitement des boues	122
8.3.1	Stabilisation	123

8.3.2	Épaississement	123
8.3.3	Conditionnement	123
8.3.4	Essorage	124
8.3.5	Désinfection	124
8.3.6	Compostage	124
8.4	Utilisation des boues d'épuration sur les sols agricoles	125
8.4.1	Planification préliminaire	125
8.4.2	Choix de l'emplacement	126
8.4.3	Traitement avant l'épandage	129
8.4.4	Besoins d'emmagasinage	129
8.4.5	Manutention et transport	129
8.4.6	Modes d'épandage	130
8.4.7	Choix des cultures	130
8.4.8	Métaux lourds	133
8.4.9	Substances toxiques organiques	135
8.4.10	Agents pathogènes	136
8.4.11	Taux d'épandage et autres limitations	136
8.4.12	Rendement et surveillance	137
8.5	Épandage sur les sols forestiers	137
8.6	Utilisation pour la régénération des sols et la restauration de la couverture végétale	138
8.7	Évacuation des boues	139
8.7.1	Enfouissement	139
8.7.2	Affectation de terrains à l'évacuation des boues	140
8.8	Coût de l'épandage des boues	140

RÉFÉRENCES		142
Glossaire		153
Annexe A	Organismes provinciaux ayant participé à l'étude de terrains servant à l'épandage	162
Annexe B	Critères de qualité des eaux d'irrigation	164
Annexe C	Terrains types destinés à l'épandage au Canada	175
Annexe D	Études de cas	176

LISTE DES FIGURES

1	Évaluation préliminaire	4
2	Évaluation détaillée d'un projet	6
3	Conception finale	10
4	Bassin de stabilisation des eaux usées	12
5	Traitement mécanique des eaux usées	13
6	Composition en volume d'un sol agricole de surface assurant des conditions favorables à la croissance végétale	19
7	Pourcentages de sable, de limon et d'argile correspondant aux classes texturales d'un sol	19
8	Relation entre la structure du sol et la vitesse d'infiltration	20
9	Courbes types caractéristiques de l'humidité des sols argileux, limoneux et sableux	22
10	Relation entre l'humidité du sol et sa texture	23
11	Cycle des matières organiques dans le sol	28
12	Évolution de l'azote dans le sol	30
13	Évolution du phosphore dans le sol	31
14	Évolution des métaux lourds dans le sol	33
15	Besoins d'irrigation au Canada si la probabilité de précipitations est de 50 p. 100, et si l'humidité est retenue dans le sol sur 10 cm	60
16	Adsorption du Cd par le sol en fonction du pH	62
17	Accumulation de cadmium dans différentes plantes	64
18	Épandage et besoins en eau caractéristiques des plantes	84
19	Emmagasinage et utilisation saisonniers caractéristiques des eaux usées traitées	85

20	Migration caractéristique de l'eau dans le sol dans le cas d'un système d'irrigation à débit normal	86
21	Schéma d'un système d'irrigation par aspersion	94
22	Schéma d'un réseau d'irrigation à la planche	97
23	Schéma d'un système d'irrigation par rigoles	98
24	Schéma d'un système à écoulement de surface	101
25	Schéma d'un système d'infiltration rapide	103
26	Détermination de l'aire nécessaire aux installations d'infiltration rapide	106

LISTE DES TABLEAUX

1	Propriétés typiques d'eaux usées traitées d'origine urbaine	15
2	Propriétés typiques des boues digérées de façon anaérobie	16
3	Endroits où se pratique l'épandage des eaux usées traitées et de boues d'épuration d'origine urbaine au Canada	17
4	Classes de perméabilité des sols saturés	21
5	Nombre approximatif d'organismes trouvés fréquemment dans les sols de surface	26
6	Capacité d'adsorption du phosphore dans six sols de l'Alberta	32
7	Comparaison des teneurs maximales admissibles en minéraux de l'alimentation du bétail et des teneurs actuelles du fourrage	36
8	Teneurs maximales admissibles en métaux lourds des boues épandues à des fins agricoles dans plusieurs pays	37
9	Charges cumulées maximales admissibles de métaux dans les boues épandues à des fins agricoles imposées par différentes juridictions	39
10	Organismes susceptibles au Canada de contaminer les eaux d'égout et les boues d'épuration d'origine urbaine	45
11	Doses infectieuses médianes de certains organismes pathogènes chez l'humain	47
12	Temps de survie des micro-organismes pathogènes dans les plantes et le sol	49
13	Directives relatives à la qualité de l'eau d'irrigation utilisée à des fins agricoles	52
14	Inactivation des organismes pathogènes obtenue à l'aide de divers procédés de stabilisation des boues	54
15	Lignes directrices régissant l'épandage de boues d'épuration sur des terres agricoles	55
16	Éléments nutritifs perdus dans les grains et la paille	58

17	Besoins en eau de certaines cultures	58
18	Sensibilité relative de diverses cultures aux métaux lourds	62
19	Tolérance à la salinité des principales plantes cultivées dans les Prairies canadiennes	66
20	Estimations de la diminution du rendement en luzerne selon la salinité de l'eau d'irrigation	67
21	Estimations de la diminution du rendement en blé en fonction de la salinité de l'eau d'irrigation	67
22	Estimations de la diminution du rendement en orge en fonction de la salinité de l'eau d'irrigation	67
23	Teneur en éléments nutritifs de la luzerne irriguée à Swift Current	69
24	Absorption moyenne d'azote en quatre ans par des fourrages irrigués avec des eaux usées	69
25	Teneur moyenne en protéines des fourrages	69
26	Teneur en azote et en phosphore de certaines plantes à la suite de l'épandage des boues	70
27	Teneur en métaux de la paille d'orge à la suite de l'épandage de boues à Calgary	70
28	Teneur en métaux des grains d'orge et rendement à la suite de l'épandage de boues à Calgary	71
29	Teneur en métaux de la luzerne et rendement à la suite de l'épandage de boues à Edmonton	72
30	Destruction, par beau temps, des coliformes fécaux présents dans le blé irrigué avec des eaux d'égout brutes	74
31	Comparaison des caractéristiques et du rendement des systèmes d'épandage, de traitement et d'élimination des eaux usées	81
32	Qualité des eaux usées traitées dans trois systèmes différents	82
33	Présence de substances toxiques organiques dans 23 eaux usées traitées	83
34	Critères de qualité de l'eau recommandés pour l'irrigation à débit normal	87

35	Efficacité de l'épandage avec un système d'irrigation à débit normal	90
36	Exemple d'un calendrier de surveillance du fonctionnement et du respect des spécifications dans le cas d'un système d'irrigation utilisant des eaux usées traitées	91
37	Critères de qualité de l'eau recommandés pour l'irrigation à débit élevé	92
38	Résultats d'un traitement par irrigation à débit élevé	93
39	Avantages et inconvénients d'un système d'épandage par aspersion	95
40	Conditions favorables et défavorables à l'irrigation superficielle	97
41	Comparaison des coûts d'irrigation par aspersion	100
42	Coûts de l'irrigation de surface	100
43	Élimination de constituants caractéristiques dans les eaux usées ayant servi à l'irrigation par ruissellement	103
44	Conductivité hydraulique de divers dépôts granulaires	105
45	Cycles de charge hydraulique proposés pour des systèmes d'infiltration rapide	107
46	Programme de surveillance d'un important système d'infiltration rapide	109
47	Mécanismes d'élimination des contaminants des eaux usées dans des terres marécageuses	110
48	Caractéristiques chimiques du liquide surnageant (Calgary)	115
49	Production de boues-données proposées	120
50	Composition des boues d'épuration des eaux usées de plusieurs municipalités ontariennes	121
51	Fréquence d'apparition des composés organiques toxiques dans les boues d'épuration au Canada	122
52	Classification des terrains destinés à recevoir des boues d'épandage en fonction des caractéristiques, de la topographie et de la géologie des sols	126
53	Distances minimales admissibles entre les sites d'épandage des boues et certains lieux	128

54	Distances minimales entre les sites d'épandage de boues et les cours d'eau	128
55	Teneur des boues en matières solides et modes de manutention	130
56	Modes de transport des boues	131
57	Modes d'épandage des boues	131
58	Comparaison des teneurs en métaux lourds des sols agricoles et des boues d'épuration d'origine urbaine	134
59	Comparaison des directives concernant les métaux lourds présents dans les boues épandues au Canada	135

Chapitre 1

CHAPITRE D'INTRODUCTION

1.1 HISTORIQUE

L'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration d'origine urbaine peut être une façon économique et acceptable du point de vue écologique d'éliminer ces matières.

Une fois traitées, les eaux usées d'origine urbaine peuvent servir à suppléer l'apport naturel d'eau aux cultures agricoles. L'épandage au moment où le sol s'assèche permet d'augmenter la production. De plus, les sels nutritifs présents dans les eaux usées remplacent ceux du sol et peuvent diminuer le besoin d'engrais commerciaux.

L'épandage de boues d'épuration assure un apport important de sels nutritifs contenant de l'azote et du phosphore. Environ le tiers de l'azote contenu dans les boues digérées de façon anaérobie est immédiatement utilisable par les cultures, et le reste le devient en grande partie après un certain temps. Les boues assurent donc dans la rhizosphère la présence d'azote utilisable par les plantes pendant plus longtemps que ne le font la plupart des engrais commerciaux. Le traitement chimique pour éliminer le phosphore des eaux usées augmente la teneur des boues en cet élément, et un seul épandage peut assurer l'apport de phosphore nécessaire aux récoltes durant quatre ou cinq ans.

Si l'on songe à mettre sur pied un programme d'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration d'origine urbaine, il est important de se rappeler que son succès dépend de l'accueil que lui réservera le public. La résistance vient souvent d'une opinion défavorable de la part du grand public, suscitée lorsque le programme de relations publiques est inadéquat, lorsque le système est mal conçu, lorsque le public a déjà eu une mauvaise expérience avec un projet du même type ou du même promoteur, ou lorsque le public met en question la capacité du promoteur de mener à bien le projet.

Un programme efficace de relations publiques, malgré sa portée, ne parviendra probablement pas à convaincre le public d'accepter un projet mal conçu. La réussite d'un projet demande la collaboration d'une équipe d'experts en systèmes de traitement des eaux usées, en agronomie, en systèmes de transport et d'épandage et en relations publiques. Le présent guide indique les principaux points dont il faut tenir compte lors de la mise au point d'un projet d'épandage d'eaux usées traitées ou de boues d'épuration.

1.2 BUT DU PRÉSENT OUVRAGE

L'objet du présent guide est de colliger en un document complet l'état actuel des connaissances sur l'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine. Il porte sur les problèmes techniques de traitement, de transport, d'épandage, d'agronomie et de santé. Il traite également des problèmes économiques, sociaux et juridiques ainsi que du besoin de s'assurer d'informations précises sur les avantages et les inconvénients potentiels de l'adoption d'une telle méthode. Le présent document n'est cependant pas un guide de conception technique. Il faut le service d'ingénieurs pour s'assurer que les systèmes d'épandage sont conformes aux normes prescrites par les organismes gouvernementaux concernés.

1.3 PLAN DU PRÉSENT OUVRAGE

Dans la mesure du possible, le présent guide traite de tous les aspects de l'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine. Les divers sujets font l'objet de chapitres différents. Le chapitre 2 traite des considérations dont il faut tenir compte à l'étape de la conception du projet d'épandage. Le chapitre 3 porte sur le traitement des eaux usées, et les chapitres 4 à 6 traitent des conditions propres au sol, à l'hygiène du milieu et aux cultures qui doivent être respectées. Enfin, les chapitres 7 et 8 traitent respectivement des aspects techniques de l'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine.

Bien que le présent guide s'applique surtout aux eaux usées traitées et aux boues d'épuration d'origine urbaine, les renseignements qu'il contient peuvent convenir à l'élimination d'eaux usées traitées et de boues d'épuration d'un certain nombre de procédés industriels (par exemple, l'industrie de la transformation des aliments: mise en conserve, produits laitiers, emballage de la viande).

1.4 UTILITÉ DU PRÉSENT OUVRAGE

Le présent guide vise à aider les opérateurs d'usines de traitement des eaux usées, les cultivateurs, les ingénieurs civils sanitaires, les autorités municipales, les organismes de réglementation et les groupes d'intérêt public à faire une évaluation préliminaire de tous les modes possibles de traitement, à regrouper des informations pertinentes pour le public, à répondre aux demandes ou aux questions du public, à concevoir et mener à bien des projets d'épandage.

Le lecteur qui cherche un renseignement précis peut lire uniquement le chapitre approprié.

Chapitre 2
CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA PLANIFICATION

Le présent chapitre identifie les considérations à envisager au moment de la conception, avant de mettre sur pied un programme d'épandage d'eaux usées traitées ou de boues d'épuration d'origine municipale. On suggère de procéder à la conception d'un projet en quatre étapes, comme suit:

a) évaluation préliminaire,
b) évaluation détaillée du projet,
c) audiences et approbation officielles et
d) considérations relatives à la conception finale du projet.

L'évaluation préliminaire devrait être faite par quelqu'un qui connaît la municipalité, assisté des autorités investies d'un pouvoir de réglementation. Au cours d'une entrevue préliminaire, les renseignements existants serviront à l'étude de solutions susceptibles de remédier aux problèmes rencontrés. On détermine à cette étape s'il est souhaitable de s'engager dans une étude plus détaillée. L'ensemble de l'évaluation préliminaire ne devrait prendre que trois jours environ.

Les projets qui franchissent le cap de l'évaluation préliminaire devraient être soumis ensuite à une évaluation détaillée. À cette étape, on devrait demander l'avis du public. L'évaluation détaillée du projet touche les mêmes questions générales que l'évaluation préliminaire, mais elle est plus approfondie. En général, une évaluation détaillée demande beaucoup de temps et d'expérience et fait intervenir des consultants. Il se peut qu'on ait à recueillir des échantillons et à les analyser pour déterminer les caractéristiques des déchets à traiter. Il sera nécessaire d'analyser et d'interpréter les données pour choisir le projet méritant de passer à l'étape de la conception finale. Il y a lieu de préparer une estimation des prix et des besoins en terrains.

Après l'évaluation détaillée du projet, il faut décider si l'on doit ou non poursuivre le projet. Si une décision en faveur du projet est prise et qu'il reçoit une approbation officielle, il faut préparer une étude détaillée.

2.1 ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE

La figure 1 indique les diverses considérations dont il faut tenir compte à l'étape de l'évaluation préliminaire d'un projet d'épandage.

2.1.1 Définition des problèmes

Avant de procéder à l'évaluation des divers systèmes existants d'élimination des eaux usées et des boues d'épuration, il faut définir les problèmes que pose le système en place. Celui-ci peut ne pas convenir pour des raisons sociales, environnementales ou économiques, ou parce qu'il n'est pas conforme aux règlements antipollution. Par exemple, les pratiques ayant cours peuvent nuire à l'environnement et pousser des groupes de pression à exiger des changements.

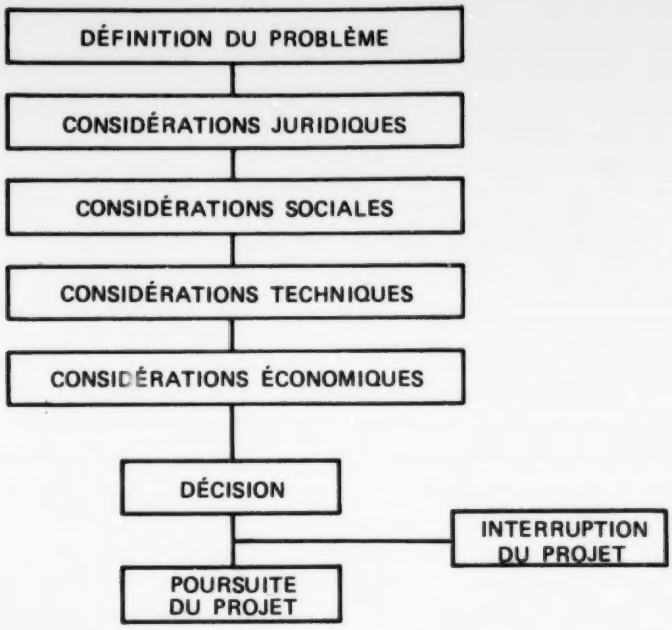


Figure 1
Évaluation préliminaire

D'autre part, il se peut que la révision récente des lois sur l'environnement nécessite l'amélioration des installations de traitement des eaux usées et la modification des méthodes d'élimination des boues résiduelles d'épuration.

Lorsque la municipalité est susceptible d'expansion, il se peut qu'apparaissent des problèmes d'évacuation des eaux usées et des boues dus à l'augmentation de la population. Il faut également tenir compte de l'âge de l'équipement en place ou de la probabilité de modification des règlements ou des arrêtés municipaux.

2.1.2 Considérations juridiques

Les règlements provinciaux ou municipaux peuvent interdire l'épandage des eaux usées traitées ou des boues d'épuration. Par exemple, jusqu'en 1984, l'épandage de boues d'épuration était illégal dans la province de Québec. Il se peut aussi que le zonage municipal interdise l'épandage dans certaines régions. Lorsque l'épandage s'avère illégal dans une région, il est nécessaire de modifier la loi ou d'abandonner ce mode d'élimination.

2.1.3 Considérations sociales

Il est important de sonder l'opinion publique à propos de l'acceptabilité d'un projet. La réponse du public varie selon le type de municipalité. Par exemple, les communautés comportant une forte population rurale non agricole s'opposeront probablement au projet à

cause de l'odeur dégagée et de problèmes d'ordre écologique. En plus du public en général, il faut aussi considérer l'attitude des agriculteurs locaux. L'épandage peut suppléer ou non les pratiques agricoles locales; cependant, il est probable que le projet sera mieux accepté si on souligne ses avantages économiques.

Finalement, on devrait envisager la possibilité de discuter des problèmes potentiels avec le public afin de mettre sur pied un programme approprié. L'attitude très négative du public peut empêcher l'adoption d'un tel projet, et il faut alors abandonner l'évaluation.

2.1.4 Considérations techniques

Il faut savoir si les eaux usées traitées ou les boues d'épuration conviennent à l'épandage. Ce n'est pas toujours le cas des boues, lorsqu'il y a dans la municipalité un secteur industriel important, à cause de leurs teneurs élevées en métaux lourds ou en d'autres substances dangereuses.

Il est nécessaire de prévoir des installations d'emmagasinage des eaux usées traitées ou des boues d'épuration pour les périodes où il est impossible de procéder à l'épandage à cause des conditions climatiques et météorologiques, des besoins des cultures, etc. Il faut également prévoir si la construction de telles installations sera acceptée et savoir si leur coût sera abordable.

Il faut estimer la superficie nécessaire à l'épandage et déterminer l'accessibilité et la pertinence des sols. Les sols devant recevoir des eaux usées traitées d'origine urbaine doivent être situés à une distance comprise entre 5 km et 10 km des installations de traitement, et les sols devant recevoir des boues d'épuration doivent être situés au plus à 50 km.

2.1.5 Considérations économiques

Il faut estimer les coûts de l'évaluation détaillée d'un projet d'épandage en y incluant les salaires du personnel supplémentaire de la municipalité et les honoraires des consultants, ainsi que les dépenses spécifiques comme les analyses et les programmes d'information publique. La municipalité doit être en mesure de supporter ces frais.

S'il n'existe aucune raison économique évidente de ne pas pouvoir envisager un programme d'épandage, il faut entreprendre une évaluation détaillée du projet.

2.2 ÉVALUATION DÉTAILLÉE DU PROJET

Avant d'entreprendre l'évaluation détaillée d'un projet, il faut consulter l'organisme compétent investi d'un pouvoir de réglementation sur l'environnement (Annexe A) afin de déterminer quelles sont les conditions à respecter pour que le projet reçoive son approbation.

On trouvera à la figure 2 les divers aspects dont il faut tenir compte au moment de l'évaluation détaillée d'un projet.

2.2.1 Définition du projet

Il faut préparer une étude détaillée des quantités et des caractéristiques des matières à éliminer par épandage. Lorsqu'il n'existe pas de données, il faut mesurer le débit et le taux de production d'eaux usées et de boues, et prélever et analyser des échantillons.

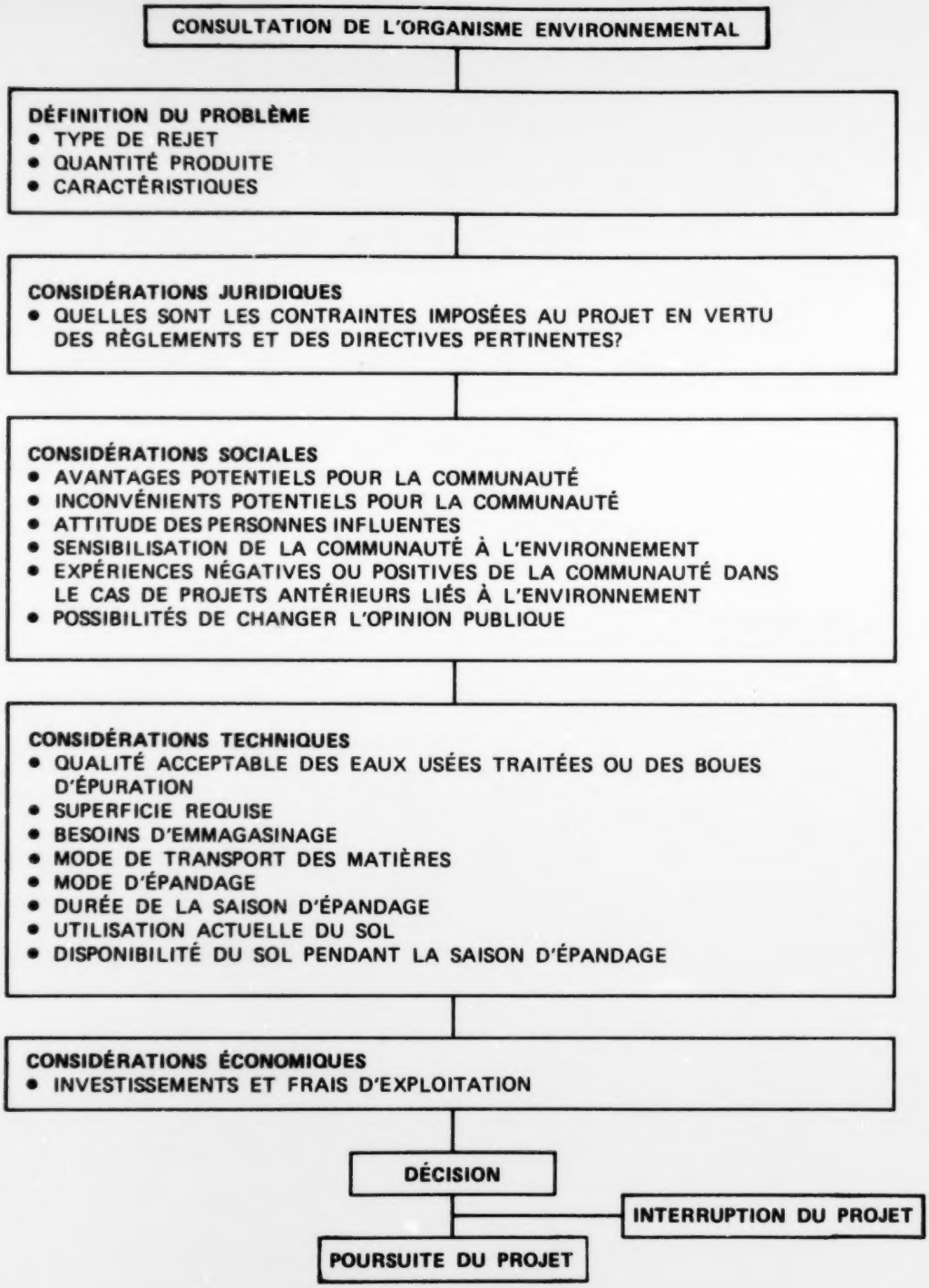


Figure 2
Évaluation détaillée d'un projet

2.2.2 Considérations juridiques

Les règlements ou directives (Annexe A) fédéraux, provinciaux et municipaux peuvent limiter le développement du projet d'épandage. Les limites imposées par la réglementation doivent faire l'objet d'une étude détaillée, entre autres, la zone où le programme peut être mis sur pied, les taux d'épandage des matières, l'éloignement requis des résidences, des puits, des cours d'eau, etc. et les contraintes touchant l'épandage de substances spécifiques comme l'azote, le phosphore, les métaux lourds et les chlorures.

2.2.3 Considérations sociales

À ce stade de l'évaluation, il est important d'informer le public sur le projet. Les aspects du projet qu'il faut aborder sont les suivants:

a) Le projet est avantageux pour la communauté. Les avantages tirés de l'épandage d'eaux usées traitées peuvent inclure une amélioration de la qualité des eaux réceptrices, l'accroissement du potentiel récréatif de la région, une réduction des coûts de traitement des eaux usées et un accroissement de la production agricole. Les avantages de l'épandage des boues d'épuration peuvent inclure une réduction des coûts de manutention des boues et l'apport d'engrais agricoles peu coûteux.

b) Il faut aussi envisager la possibilité que le projet altère la qualité de la vie de la communauté. Il pourrait s'agir, entre autres, d'un problème d'odeurs, d'un accroissement de la circulation des camions, d'une atteinte à l'esthétique venant de l'épandage de boues d'épuration ou de l'irrigation avec des eaux usées, ou de la dérive d'aérosols par suite de l'irrigation avec des eaux usées. Tous les projets peuvent créer certaines nuisances potentielles qu'il faut identifier au tout début de la conception.

c) Dans chaque communauté, il y a un noyau de citoyens influents qui auront tendance à appuyer le projet ou à s'y opposer, parmi lesquels, les professionnels, les politiciens et les dirigeants d'associations de contribuables. Dans le cadre de l'évaluation sociale, il faut identifier ces personnes et demander leur appui.

d) Pendant la conception d'un projet, il y a lieu de porter attention à l'attitude probable de la communauté envers l'environnement. Dans les régions agricoles, il est vraisemblable que soit accepté tout programme avantageux pour l'économie agricole. Par contre, dans les régions où le nombre de résidents ruraux qui ne sont pas des exploitants agricoles est important, le programme aura des chances d'être rejeté à cause des problèmes d'odeur et de pollution de l'environnement. Il faut tenir compte de la répartition sociale des gens de l'endroit et extrapoler leurs éventuelles réactions.

e) Dans les communautés où sont implantés avec succès des programmes de gestion des déchets, sans répercussions négatives sur l'environnement, l'acceptation des programmes d'épandage sera vraisemblablement plus facile que dans les communautés sans expérience antérieure ou dans celles ayant eu des expériences malheureuses. Par exemple, la région de Cayuga Sud (Ontario) fut choisie récemment pour y développer un site d'enfouissement de déchets dangereux. Le site n'a pas été aménagé, mais la communauté est maintenant très bien organisée et préparée à combattre tout projet perçu comme un danger pour l'environnement. L'établissement d'un projet dans ce genre d'endroit demanderait des discussions intensives et des vérifications permettant de démontrer son acceptabilité. En cas d'opposition, il faut évaluer les chances de réussir à faire accepter un projet d'épandage. Il s'agit, entre autres, d'identifier les raisons de l'opposition et de déterminer le temps et l'expertise nécessaires pour la renverser. Pour faire accepter un tel projet, il faut insister sur ses avantages comme, par exemple, l'utilité des boues comme engrais et celle des eaux usées traitées comme agent d'irrigation et comme engrais.

2.2.4 Considérations techniques

Il faut identifier les règlements ou directives pertinentes (Annexe A) afin de déterminer si les eaux usées traitées ou les boues d'épuration sont conformes aux exigences de qualité pour l'épandage. Si la qualité des eaux usées ou des boues d'épuration n'est pas acceptable et que leur épandage est illégal, ou si les teneurs doivent être réduites pour se conformer aux limites prescrites par la loi, il faut envisager la possibilité d'en améliorer la qualité. Par exemple, un prétraitement des eaux usées d'une industrie métallurgique peut réduire des teneurs trop élevées en métaux lourds qui en rendent les boues inacceptables.

Il faut estimer les besoins de terrain en supposant que les taux d'épandage soient ceux recommandés dans les directives applicables. Ces terrains doivent être disponibles dans un endroit approprié. La superficie disponible doit être supérieure à la superficie minimale requise pour compenser la non utilisation de champs pendant une partie de la saison d'épandage à cause des conditions météorologiques, des cultures ou d'autres facteurs agronomiques. Au cours du choix des terrains destinés à la mise sur pied d'un programme d'épandage, il est nécessaire de s'assurer qu'ils sont situés à une distance suffisante de centres urbains, d'habitations isolées, de puits et de cours d'eau, etc.

Il est fréquent qu'on se serve de bassins d'emmagasinage pour retenir les eaux usées traitées pendant l'hiver et le début du printemps ou à la suite de lourdes chutes de pluie, moments où l'épandage n'est pas conseillé. Il en va de même pour les boues d'épuration qui doivent être stockées ou évacuées par une autre méthode lorsqu'il est impossible de les épandre. Il faut prendre en considération la capacité d'emmagasinage requise et la nécessité ou non de construire des installations adéquates d'emmagasinage. Le permis de construire des installations d'emmagasinage peut être plus difficile à obtenir que celui de mettre sur pied un programme d'épandage, surtout si les installations en question ne sont pas voisines du site d'épandage.

Le transport des matières depuis les installations de traitement des eaux usées jusqu'au site d'épandage pose un problème important. En général, les eaux usées traitées sont transportées dans des pipelines temporaires ou permanents. Par contre, les boues d'épuration le sont dans des camions-citernes, puis elles sont transvasées dans des véhicules destinés à l'épandage sur le terrain, ou elles sont transportées dans des véhicules servant à la fois au transport et à l'épandage. Le choix d'un mode de transport dépend de divers facteurs, entre autres, du type et de la quantité de matières à transporter, de la distance à parcourir et des contraintes de temps. Pour ce qui est du transport par camions, il faut tenir compte du développement résidentiel prévu, des restrictions routières et de l'entretien accru de la route.

Les eaux usées traitées sont épandues habituellement par aspersion. On se sert d'équipement standard d'aspersion manuel ou automatique, portatif ou fixe. Le choix du système d'aspersion dépend de la disponibilité des capitaux et de la main-d'oeuvre. Dans le cas de systèmes à haute pression, il est probable que l'aérosol soit entraîné plus loin du site d'épandage que dans le cas de systèmes à basse pression.

Les boues d'épuration sont en général épandues sous forme liquide à partir d'un véhicule monté sur roues. Les véhicules les plus appropriés à cette fin sont munis de réservoirs sous pression et de pneus ballons. Cela permet un épandage uniforme des boues et minimise le tassement du sol, surtout si sa texture est moyenne ou grossière. Les boues liquides peuvent aussi être épandues par aspersion à l'aide d'un canon d'arrosage de grande capacité, mais cette technique nuit à l'esthétique, et il peut y avoir dérive de l'aérosol. Les boues essorées sont d'habitude épandues à l'aide d'un épandeur à fumier. Le tassement du sol est minimal lorsque l'équipement est monté sur pneus ballons.

Le climat, la température et les pratiques agricoles locales décident du moment où les eaux usées ou les boues d'épuration peuvent être épandues. Il faut estimer la durée de la saison d'épandage.

Il faut prendre en considération l'utilisation du sol dans la zone où l'on prévoit procéder à l'épandage. Les cultures fourragères sont particulièrement adaptées à l'irrigation avec des eaux usées car elles nécessitent davantage d'eau que la plupart des autres récoltes. En saison, on peut épandre à tout moment les boues d'épuration sur les jachères et les pâturages; il est cependant recommandé de laisser s'écouler un certain laps de temps entre l'épandage et la mise au pâturage des animaux afin d'éviter de leur transmettre des maladies ou des parasites. La disponibilité des terres utilisées pour des cultures de rapport dépend des dates d'ensemencement et de récolte. Il ne faut pas épandre de boues après l'ensemencement, sauf peut-être par injection au début de la saison de croissance dans les cultures en ligne. Il est souhaitable que des sols soient disponibles pendant toute la saison d'épandage, car cela minimise les besoins d'installations d'emmagasinage, de matériel d'épandage et de main-d'oeuvre.

2.2.5 Considérations économiques

Il faut effectuer une estimation détaillée des capitaux nécessaires et des frais d'exploitation pour le projet. Ces derniers doivent être inclus car ils varient beaucoup selon la distance de transport. Un projet peut sembler souhaitable à la condition de pouvoir amortir les capitaux et les frais d'exploitation. On doit comparer les coûts du programme d'épandage à ceux des autres méthodes d'élimination possibles.

2.3 AUDITIONS ET APPROBATION OFFICIELLES

On doit présenter à la communauté et aux organismes investis du pouvoir de réglementation les résultats de l'évaluation détaillée du projet. Il faut ensuite prévoir une période permettant de répondre aux critiques et aux demandes de renseignements supplémentaires, après quoi on peut décider si l'on passe à l'étape de la conception finale.

2.4 CONCEPTION FINALE

La figure 3 présente les considérations dont il faut tenir compte pour compléter la conception du projet.

C'est le moment de débuter les travaux d'ingénierie, qui incluent des évaluations détaillées des lieux en fonction des conditions météorologiques locales, de la topographie, de la géologie, du type et de la structure du sol, des modes de drainage, des ressources en eaux souterraines et de l'utilisation des terres. Une fois, un endroit propice, il faut choisir un système d'épandage et passer à la conception finale. Le choix de l'équipement et des taux d'épandage permet de compléter l'évaluation économique.

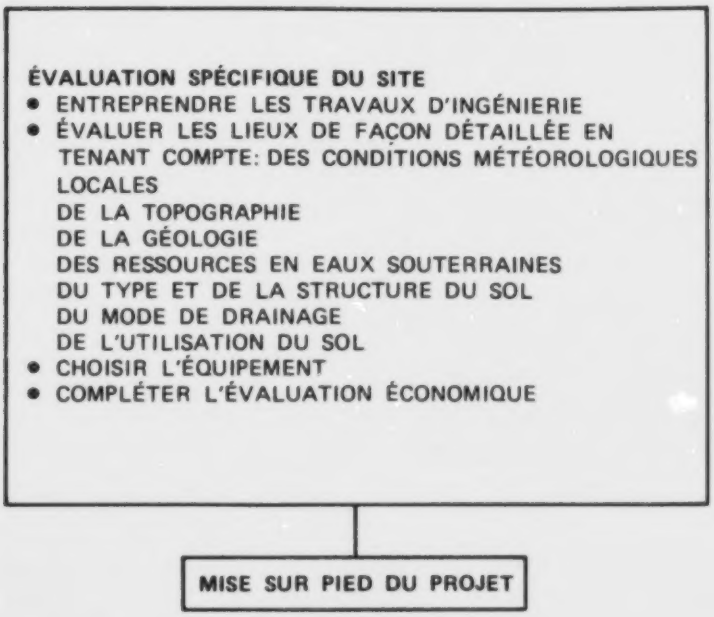


Figure 3
Conception finale

Chapitre 3

TRAITEMENT ET ÉLIMINATION DES EAUX USÉES

Les renseignements contenus dans le chapitre qui suit ont pour objet de familiariser le lecteur avec les principales méthodes utilisées au Canada pour traiter les eaux usées et produire des boues d'épuration.

3.1 LES EAUX USÉES ET LA NÉCESSITÉ DE LES TRAITER

Les eaux usées renferment des matières qui polluent les eaux naturelles. Elles se composent des eaux usées domestiques provenant des maisons, des entreprises commerciales et des institutions ainsi que des eaux résiduaires industrielles.

Les eaux d'égout domestiques contiennent des matières solides, des matières organiques facilement décomposables, des sels nutritifs (surtout l'azote et le phosphore), des surfactifs (détergents) et des organismes pathogènes (bactéries, virus et parasites). La composition des eaux résiduaires industrielles varie selon l'industrie; ces eaux peuvent contenir diverses substances dangereuses comme des métaux lourds et des composés organiques toxiques.

Le traitement des eaux usées, qui élimine les constituants indésirables, est entrepris dans le but de protéger l'hygiène publique et la qualité de l'environnement. Il réduit le risque de contamination par des organismes pathogènes présents dans l'eau et par le rejet dans l'environnement de substances nocives.

3.2 MODES POSSIBLES DE TRAITEMENT

Les modes possibles de traitement des eaux usées varient selon la taille de la communauté desservie. Dans les petites communautés, on utilise en général pour effectuer un lagunage aéré des bassins sans équipement mécanique, dont le fonctionnement et l'entretien sont simples. Ces installations demandent cependant de grandes superficies (0,4 hectare pour 100 personnes) et ne sont pas économiques dans le cas de grandes populations. Dans les communautés moyennes ou grandes, on utilise en général des systèmes de traitement mécaniques. Les stations d'épuration des eaux usées peuvent effectuer une épuration plus ou moins poussée incluant les traitements primaires, secondaires et tertiaires, selon la qualité de l'eau requise.

3.2.1 Bassins de stabilisation des eaux usées

Au Canada, on exploite plus de 700 bassins de stabilisation des eaux usées d'origine municipale, de taille, de forme et de temps de séjour divers (Environnement Canada, 1981). Il s'agit en général de simples bassins creusés dans le sol ou de bermes de terre construites hors sol. Les étangs creusés dans un sol non argileux sont revêtus d'argile ou de matériaux synthétiques pouvant empêcher les fuites.

La figure 4 montre la coupe transversale d'un bassin de stabilisation des eaux usées (appelé également étang d'oxydation). Les eaux usées brutes pénètrent à une extrémité du bassin et, après un temps de séjour de l'ordre de 30 jours, les eaux usées traitées sont rejetées à l'autre extrémité. Pendant le séjour, plusieurs processus contribuent au traitement. Les matières solides décantent et sont recueillies sous forme de boues dans le fond du bassin. La croissance d'algues élimine les sels nutritifs des eaux usées et y libère de l'oxygène. Il y a aussi croissance de micro-

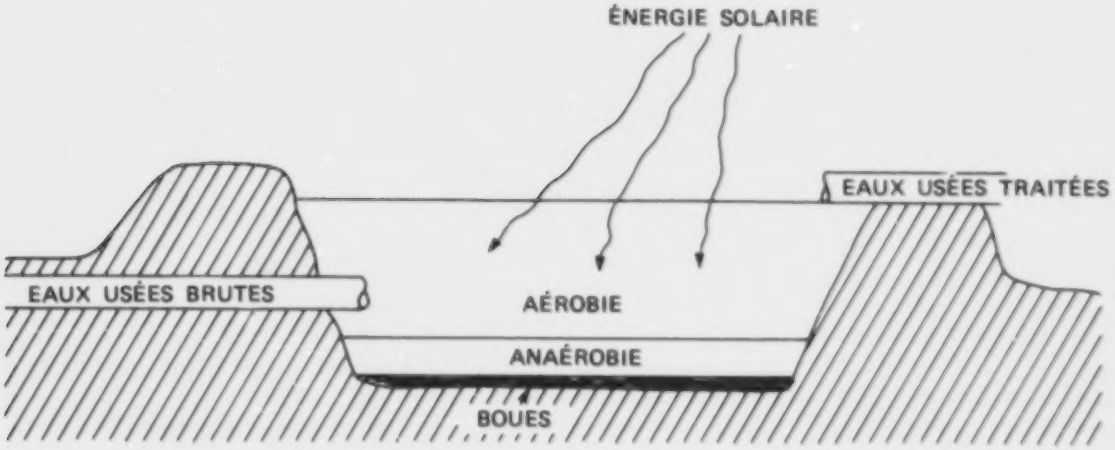


Figure 4
Bassin de stabilisation des eaux usées

organismes aérobies qui transforment les matières organiques des eaux usées consommatrices d'oxygène en substances stables ne nuisant pas à l'écologie des eaux réceptrices. Les boues subissent une décomposition anaérobie, et elles ont rarement ou jamais besoin d'être éliminées.

L'efficacité des bassins de stabilisation varie au cours d'une année: elle est importante en été mais faible pendant l'hiver et au début du printemps, lorsque les températures sont basses et que l'étang est parfois recouvert de glace ou de neige. La qualité globale des eaux usées rejetées dépend du nombre de bassins existants (c'est-à-dire de la capacité d'emmagasinage) et des techniques employées.

3.2.2 Systèmes de traitement mécanique

Les systèmes de traitement mécanique des eaux usées sont schématisés à la figure 5.

Les systèmes mécaniques comprennent d'habitude un traitement primaire faisant intervenir la séparation, par décantation, des substances solides des eaux usées. Ces dernières sont traitées dans un clarificateur (décanteur) où le temps de séjour est de l'ordre de 30 mn à 1 h 30 mn. Le traitement primaire élimine de 40 p. 100 à 55 p. 100 des matières en suspension

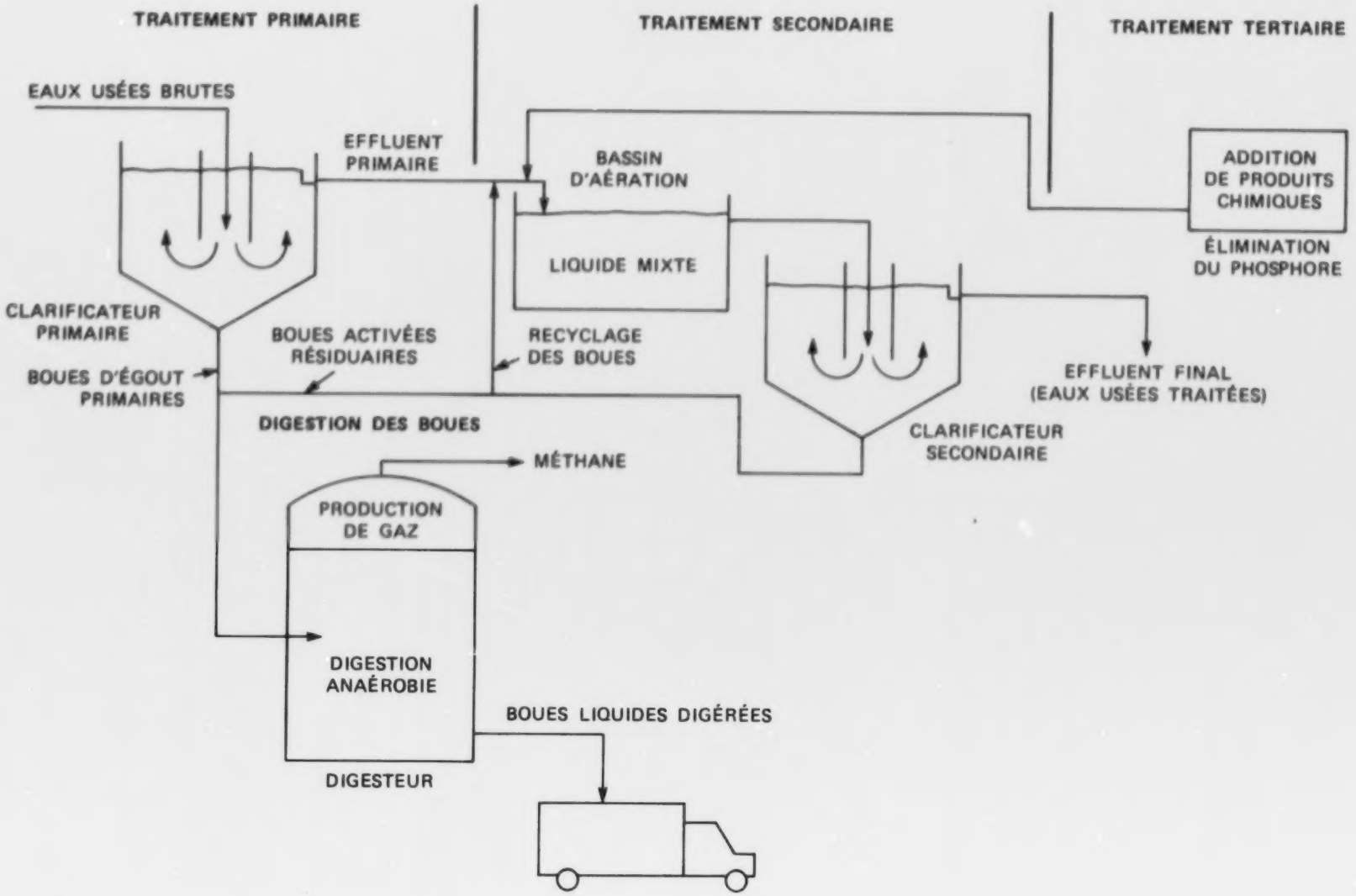


Figure 5
Traitement mécanique des eaux usées

(M.S.) et de 15 p. 100 à 30 p. 100 des matières organiques demandant de l'oxygène (D.B.O.). Les matières solides déposées au fond (boues d'égout primaires) passent ensuite dans un digesteur.

Le traitement secondaire élimine les matières organiques solubles et colloïdales restant dans l'effluent primaire. Il existe plusieurs modes de traitement secondaire, mais celui utilisé le plus fréquemment au Canada est le procédé de traitement par boues activées. Ce procédé consiste à mélanger des microorganismes aérobies à l'effluent primaire pour former le "liquide mixte" dont les matières organiques servent d'aliment aux bactéries. Le liquide mixte séjourne ensuite dans le bassin d'aération pendant une période de trois à huit heures nécessaire à la croissance microbienne. Il passe ensuite dans le clarificateur secondaire, où les microorganismes se concentrent à la base et produisent des boues; l'effluent est alors rejeté dans un cours d'eau ou subit un traitement tertiaire.

La plupart des boues du clarificateur secondaire sont recyclées dans le bassin d'aération pour maintenir leur teneur requise en microorganismes. L'excédent de boues est envoyé au digesteur.

Parmi les autres méthodes moins fréquentes de traitement secondaire, citons les lits bactériens et les lits de contact biologique par rotation.

L'objectif du traitement tertiaire est d'améliorer la qualité des eaux usées qui ont déjà reçu un traitement primaire et un traitement secondaire. Le traitement tertiaire peut inclure un certain nombre de procédés différents, conçus chacun pour éliminer un polluant précis. Les procédés types de traitement tertiaire consistent en l'addition de produits chimiques, la filtration sur sable, la nitrification-dénitrification et l'adsorption sur charbon actif.

Les procédés de traitement tertiaire peuvent être intégrés à divers stades du traitement en usine des eaux usées. Le traitement tertiaire le plus fréquent est l'addition de produits chimiques pour éliminer le phosphore; cette opération se fait d'habitude dans le clarificateur primaire ou dans le bassin d'aération. La filtration sur sable, la nitrification-dénitrification et l'adsorption sur charbon actif se font aux étapes finales du traitement. La filtration sur sable élimine les matières solides en suspension, la nitrification-dénitrification élimine l'azote et l'adsorption sur charbon actif, les composés organiques solubles.

3.2.3 Traitement des boues

Les matières solides recueillies dans les clarificateurs (boues d'égout primaires et boues activées résiduaires) sont pompées dans un digesteur où elles sont traitées de nouveau. Le traitement des boues peut se faire de façon aérobie (en présence d'oxygène) ou de façon anaérobie (en l'absence d'oxygène). Dans la plupart des installations de traitement des boues, le procédé utilisé est la digestion anaérobie, c'est-à-dire le confinement des boues en l'absence d'oxygène à une température de 30 °C pendant environ 30 jours. Il y a alors décomposition des matières organiques solides et production de méthane. La masse totale des boues est réduite d'environ 40 p. 100, et le nombre d'organismes pathogènes diminue considérablement.

3.3 QUANTITÉS ET PROPRIÉTÉS DES PRODUITS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

3.3.1 Effluents traités

Une enquête récente effectuée en Ontario (Schmidtke, 1981) montre que les débits moyens d'eaux usées sont de l'ordre de 500 l à 660 l par personne par jour. Pour une population

de 30 000 habitants, à raison d'un débit de 600 l par personne par jour, le volume d'effluents traité atteindrait 18 000 m^3 par jour.

La qualité des eaux usées traitées est fonction du traitement effectué, du mode d'exploitation et des caractéristiques des eaux usées brutes. C'est pourquoi elle est fort variable, comme l'indiquent les données du tableau 1 relatives à certaines propriétés.

TABLEAU 1
Propriétés typiques d'eaux usées traitées d'origine urbaine

Paramètre	Unités	Eaux usées non traitées	Traitement primaire	Effluent du bassin de stabilisation	Effluent d'une station de traitement mécanique
Coliformes fécaux	Nombre par 100 ml	1×10^6 à 2×10^7	3×10^5 à 6×10^6	2×10^2 à 1×10^5	6×10^3 à 2×10^5
$D.B.O._5$	mg/l	200	130 - 150	15 - 100	10 - 40
Matières en suspension	mg/l	230	80 - 120	15 - 100	10 - 35
Azote total[a]	mg/l	30 - 40	20 - 30	3 - 26	15 - 25
Phosphore total[b]	mg/l	8 - 12	7 - 9	1,4 - 9,0	3 - 7
Potassium total	mg/l	–	–	4,0 - 30	7 - 10
pH		–	–	6,5 - 9,4[c]	6,8 - 8,1
Conductivité électrique[d]	dS/m	–	–	0,6 - 3,5	0,8 - 1,0
Coefficient d'adsorption du sodium[e]	méq/l	–	–	2 - 60	–

[a] Les teneurs en azote (N) et en phosphore (P) étaient en général plus faibles en été, probablement en raison de l'augmentation du pH favorisant la volatilisation de l'ammoniac et la précipitation du phosphate de calcium.

[b] Les effluents des usines où l'on procède à l'élimination du P ont une teneur en cet élément voisine de 1 mg/l.

[c] Le pH de l'effluent du bassin de stabilisation varie en fonction de la période de l'année et de la croissance des algues. En général, le pH augmente pendant les périodes plus chaudes où la croissance est plus importante.

[d] La conductivité électrique (C.E.) des eaux traitées est fonction de celle des eaux brutes, des infiltrations dans les collecteurs et de l'évaporation pendant le traitement.

[e] Coefficient d'adsorption du sodium (C.A.S.) = $Na/\sqrt{(Ca + Mg)/2}$.

3.3.2 Boues d'épuration

La masse de boues produite dépend de l'importance du traitement apporté aux eaux usées. Des données recueillies en Ontario (Schmidtke, 1981) indiquent une production de boues brutes (en quantité de matières solides séchées) d'environ 80 grammes par personne par jour pour une station de traitement primaire, en comparaison de 115 grammes par personne par jour pour une station de traitement secondaire, et de 145 grammes par personne par jour pour une station de traitement secondaire incorporant l'élimination du phosphore par l'addition de produits chimiques (traitement tertiaire).

Si on suppose que la digestion anaérobie réduit de 30 p. 100 la masse des matières solides dans les boues, il y aurait 3,5 tonnes métriques de matières solides à éliminer chaque jour à la station de traitement secondaire d'une ville de 30 000 habitants. La teneur en matières solides des boues liquides digérées de façon anaérobie peut varier de 2 p. 100 à 9 p. 100, mais, dans l'hypothèse d'une teneur de 4 p. 100, le volume de boues à évacuer serait d'environ 90 m^3/d.

On présente au tableau 2 les propriétés typiques de boues digérées de façon anaérobie. La différence entre les teneurs en métaux lourds (par exemple, le chrome) des boues d'égout primaires et des boues d'égout secondaires correspond probablement davantage à des différences de qualité des eaux usées brutes plutôt qu'au degré de traitement.

TABLEAU 2
Propriétés typiques des boues digérées de façon anaérobie (Schmidtke, 1981)

		Traitement primaire*		Traitement secondaire**	
Paramètre	Unités	Plage	Moyenne	Plage	Moyenne
Matières solides totales	%	2,8 - 12,5	8,8	2,0 - 12	4,1
Matières volatiles	%	24 - 61	43,4	36 - 70	51
Azote ammoniacal	mg/l	100 - 590	326	250 - 1200	628
Azote Kjeldahl	mg/l	950 - 2900	1736	1600 - 3000	2114
Phosphore total	mg/l	240 - 2600	713	390 - 2900	975
Zinc	mg/l	2,8 - 130	74,3	4 - 225	55,5
Cuivre	mg/l	4,6 - 150	54,5	7 - 148	34,8
Nickel	mg/l	0,7 - 15	4,4	0,26 - 16,8	6,5
Chrome	mg/l	2 - 68	16,5	2 - 430	41,6
Plomb	mg/l	11 - 86	40,9	3,7 - 60	21,8
Cadmium	mg/l	0,2 - 2,6	0,7	0,1 - 8,7	1,4
Cobalt	mg/l	< 0,6 - 1,4	1,0	0,3 - 3,6	0,8

* Nombre de stations de traitement primaire : 10.
** Nombre de stations de traitement secondaire: 30.

3.4 MODES ACTUELS D'ÉVACUATION

On présente à l'Annexe C certains renseignements sur des projets d'épandage types au Canada.

3.4.1 Eaux usées traitées d'origine urbaine

Au mois de janvier 1983, l'épandage d'eaux usées traitées d'origine urbaine se faisait dans 79 municipalités du Canada (tableau 3). Soixante-neuf d'entre elles étaient situées dans les régions semi-arides de la Saskatchewan, de l'Alberta et de la Colombie-Britannique.

3.4.2 Boues d'épuration d'origine urbaine

Au mois de janvier 1983, l'épandage de boues d'épuration se faisait dans 141 municipalités du Canada (tableau 3). Cent vingt-neuf d'entre elles étaient situées en Ontario, en Alberta et en Colombie-Britannique.

TABLEAU 3
Endroits où se pratique l'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine au Canada*

Province	Nombre d'endroits	
	Eaux usées	Boues
Yukon	0	0
Territoire du Nord-Ouest	1	0
Colombie-Britannique	31	44
Alberta	26	20
Saskatchewan	12	0
Manitoba	4	1
Ontario	3	1
	(+ 20 installations industrielles)	65
Québec	1	0
Nouvelle-Écosse	0	8
Nouveau-Brunswick	–	–
Île-du-Prince-Édouard	0	3
Terre-Neuve	1	0
Total	*79*	*141*

* Limité aux données disponibles en janvier 1983. Un endroit où se pratique l'épandage désigne en fait une municipalité qui pratique ce genre d'élimination.

Chapitre 4
CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX SOLS

4.1 INTRODUCTION

Les résidus destinés à l'épandage peuvent recevoir divers types de traitements comme la filtration, les traitements chimiques (inorganiques et organiques) et les traitements biologiques. Le chapitre qui suit traite des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol dont on doit tenir compte au moment de la conception et de la mise en application des systèmes d'épandage. On peut trouver des renseignements supplémentaires dans des manuels de pédologie.

La Commission canadienne de pédologie a défini le sol dans *Le système canadien de classification des sols* (1978) comme étant "le matériau naturel, non consolidé, minéral ou organique, qui peut maintenir la croissance des plantes, d'une épaisseur d'au moins 10 cm à la surface de la terre". L'ensemble des horizons de matériaux altérés recouvrant des matériaux d'origine non consolidés et plus ou moins altérés constitue le profil du sol.

On ne saurait trop insister sur l'importance de comprendre les processus de formation du sol afin d'éviter des erreurs dans l'application de la technique d'épandage qui auraient pour effet de dégrader localement le sol et les ressources en eau, entraînant ainsi des poursuites coûteuses, de longues périodes de régénération du sol et une diminution de la productivité. En général, de bonnes pratiques agricoles assurent un traitement efficace et une bonne gestion des eaux d'égout à éliminer.

4.2 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU SOL ET PROCESSUS EN CAUSE

L'élimination par épandage des eaux d'égout traitées fait intervenir des processus physiques de filtration et de dilution. À mesure que les eaux usées traitées migrent dans le sol, les matières en suspension sont éliminées par filtration, et le filtrat peut être dilué par l'eau du sol. Les propriétés physiques du sol influent sur la vitesse de ces processus.

4.2.1 Composition du sol

Le sol est composé de matières minérales, de matières organiques, d'eau contenant des matières dissoutes (en solution) et d'air. On trouve à la figure 6 les proportions approximatives de ces composantes dans la couche arable d'un sol agricole type. Les matières solides occupent un volume à peu près égal à l'espace porifère. En général, à moins que le sol ne soit très humide ou très sec, environ 50 p. 100 de l'espace porifère est occupé par la solution. Les matières organiques comptent pour 1 p. 100 à 10 p. 100 de la fraction solide, alors que le reste est composé de particules minérales de tailles diverses: sable, 0,05 - 2,0 mm; limon, 0,002 - 0,05 mm et argile, < 0,002 mm.

Note du rédacteur.- Le vocabulaire adopté dans le présent chapitre est tiré du *Glossaire des termes de la science des sols*, rédigé par le Comité de la nomenclature créé par la Société canadienne de la science des sols et publié par Agriculture Canada.

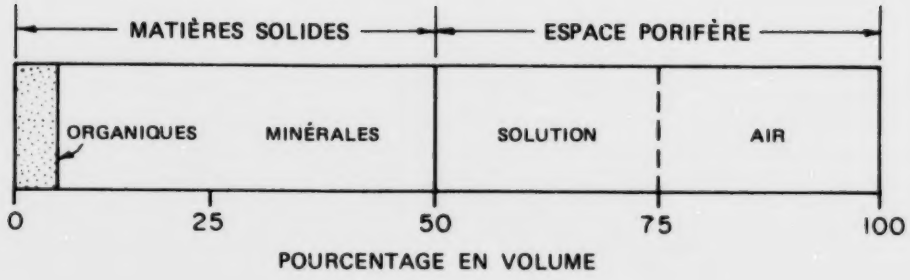


Figure 6
Composition en volumes d'un sol agricole de surface (profondeur de 15 cm à 20 cm) assurant des conditions favorables à la croissance végétale

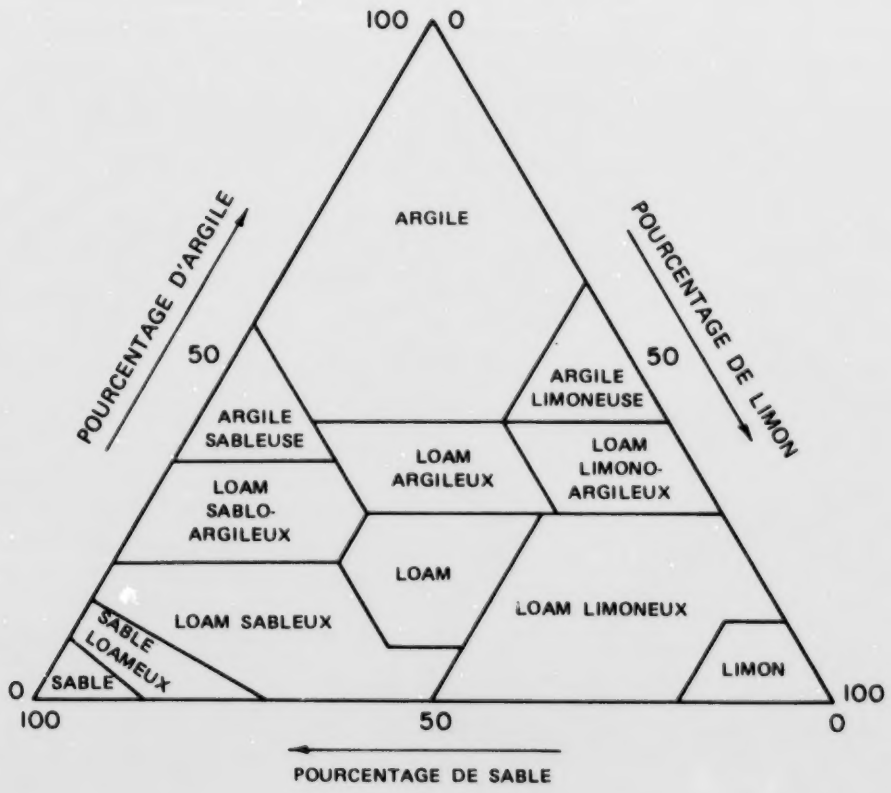


Figure 7
Pourcentages de sable, de limon et d'argile correspondant aux classes texturales d'un sol

4.2.2 Texture du sol

Comme l'illustre la figure 7, la texture du sol est définie par les proportions de sable, de limon et d'argile qu'on y trouve. La texture, ainsi que d'autres propriétés physiques influent sur le déplacement et la rétention de l'eau dans le sol. Elle joue aussi sur des processus chimiques comme la sorption des solutés. En général, le déplacement de l'eau est plus lent et la rétention de l'eau ainsi que la sorption des solutés sont plus fortes dans les sols à texture fine que dans ceux à texture grossière.

4.2.3 Structure du sol

La structure du sol désigne la combinaison du sable, du limon et de l'argile avec les matières organiques en structures secondaires définies nommées agrégats. La figure 8 illustre certaines structures fréquentes du sol et les effets qu'elles ont sur l'infiltration de l'eau. La stabilité des agrégats est accrue par l'augmentation des quantités de matières organiques et d'agents inorganiques consolidants comme les oxydes de fer et d'aluminium et de carbonate de calcium. En général les 25 centimètres supérieurs du sol ont une structure granulaire que les pratiques agricoles peuvent préserver ou détruire; par contre, le sol plus profond est constitué d'agrégats disposés en blocs et en prismes dont la structure est moins modifiée par l'exploitation agricole. Il n'est pas souhaitable de briser ces agrégats, car il s'ensuit en général une moins bonne circulation de l'eau et de l'air.

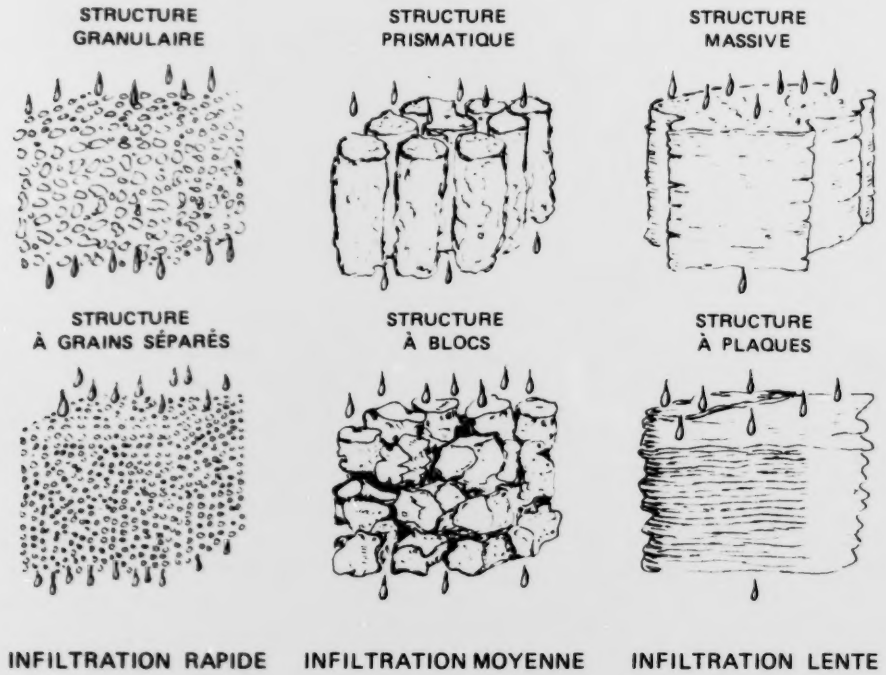


Figure 8
Relation entre la structure du sol et la vitesse d'infiltration
(U.S. Dept. of Interior and U.S.D.A., 1959)

4.2.4 Infiltration et perméabilité

L'infiltration est la pénétration de l'eau dans le sol suivant un mouvement descendant. Ce processus a une grande importance pratique, car il détermine le taux d'épandage des eaux usées sur le sol. La vitesse d'infiltration est fonction de la perméabilité du sol et de sa teneur eau. La perméabilité constitue un indice de la facilité avec laquelle l'eau et l'air traversent le sol. Comme l'indique le tableau 4, elle peut être mesurée en fonction de la vitesse de déplacement de l'eau dans une section transversale unitaire de sol saturé en un temps donné. En général, la perméabilité diminue à mesure qu'augmente la teneur en argile du sol; cependant, comme l'illustre la figure 8, elle est aussi liée à la structure du sol.

TABLEAU 4
Classes de perméabilité des sols saturés (U.S.D.A. Conservation Service, 1971)

Perméabilité du sol (cm/h)	Classe de perméabilité	Classe* texturale probable
< 0,02	Très lente	Argile dense et tassée
0,02 - 0,1	Lente	Argile, loam argileux
0,1 - 0,3	Moyenne lente	Loam argileux ou loam
0,3 - 1,0	Moyenne	Loam ou loam sableux
1,0 - 3,0	Moyennement rapide	Sable loameux ou sable
3,0 - 10	Rapide	Sable grossier
plus de 10	Très rapide	Gravier

* Peut varier dans un cas particulier en raison des différences de structure du sol.

4.2.5 Rétention de l'eau

Une des caractéristiques de l'eau du sol est l'énergie qui la retient. Pour décrire cette énergie, on se sert souvent de l'expression "pression ou tension de l'eau du sol". En conditions naturelles, la pression est exercée sur l'eau du sol par (*a*) le drainage naturel, (*b*) l'évaporation et (*c*) l'utilisation par les plantes. La courbe caractéristique de l'eau du sol (figure 9) illustre une suite de faits se produisant lorsqu'on laisse le sol s'égoutter librement. Lorsque l'eau de drainage disparaît à la surface du sol, les pressions en jeu sont assez faibles, et les gros pores du sol, retenant faiblement l'eau, se vident d'abord. La pression retenant l'eau dans les pores plus petits est plus grande, et elle suffit à combattre les forces gravitationnelles. On nomme "capacité au champ" le pourcentage de l'eau dans le sol 48 h après que celui-ci ait été saturé et qu'on l'ait laissé s'égoutter naturellement. Une partie de cette eau peut être extraite de la racine des plantes, alors que le reste est trop fortement retenu. On appelle "point de flétrissement" la teneur en eau d'un sol à laquelle les plantes se fanent et ne peuvent récupérer leur turbidité. Aux fins d'un diagnostic, on considère que la capacité au champ est la teneur en eau du sol qui correspond à une tension de l'eau du sol de 33 kPa, et que le point de flétrissement permanent est la teneur en eau correspondant à une tension de 1500 kPa. L'eau utilisable par les plantes est la différence entre les quantités d'eau retenues à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent;

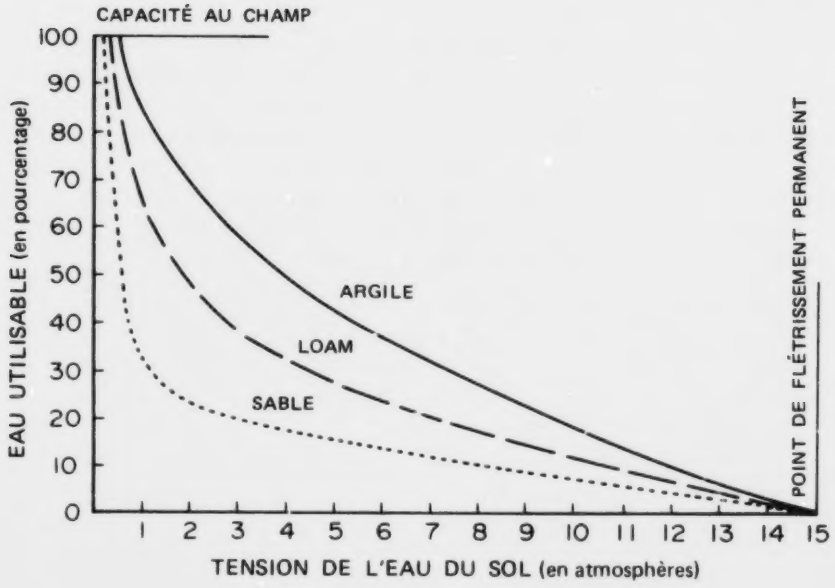


Figure 9
Courbes types caractéristiques de l'humidité de sols argileux, limoneux et sableux
(U.S.D.A. Soil Conservation Service, 1971)

elle constitue une mesure de la capacité d'emmagasinage de l'eau par le sol (figure 10). De plus, elle définit la quantité d'eaux usées qu'il est possible d'épandre sur un sol sec sans drainage direct vers la nappe phréatique. Dans le cas de sols sableux, la capacité d'eau utilisable est assez faible (de 3 p. 100 à 9 p. 100 de la masse du sol sec), et elle augmente à mesure que la taille des particules du sol diminue, atteignant un maximum d'environ 12 p. 100 pour un loam limoneux. Dans les 120 centimètres supérieurs du sol, il est souhaitable que la capacité d'eau utilisable dépasse 15 centimètres pour assurer un temps de séjour permettant l'épuration des eaux usées.

4.2.6 Déplacement de l'eau dans le sol

Dans un sol relativement sec, l'air occupe une bonne partie de l'espace porifère qui se remplit rapidement lorsque l'eau s'infiltre dans le sol. Si l'épandage est prolongé, la vitesse d'infiltration diminue graduellement et tend à devenir constante lorsqu'elle atteint pratiquement la perméabilité de la couche la moins perméable du sol. L'épandage continu à des taux dépassant la vitesse limite d'infiltration provoque l'engorgement et le ruissellement de surface. Ce n'est souvent pas le cas sur les pentes où l'excédent d'eau peut se déplacer latéralement en suivant la surface de la couche la moins perméable pour émerger à la base de la pente à une certaine distance du point initial d'épandage comme dans le cas d'une infiltration saline. La vitesse d'infiltration dépend donc de la perméabilité des horizons et de la topographie.

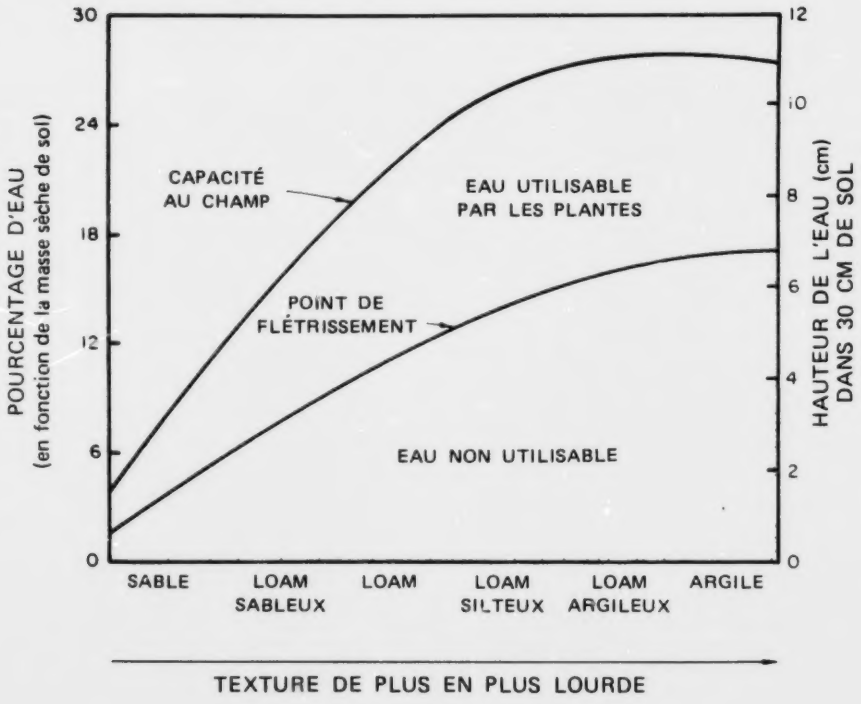


Figure 10
Relation entre l'humidité du sol et sa texture

Il peut se former à la surface du sol une couche mince à faible perméabilité, lorsque le liquide qui s'infiltre contient des particules fines qui sont tamisées à la surface. Il peut aussi y avoir diminution de la perméabilité si l'eau est épandue d'une façon qui altère la surface du sol, en détruisant les agrégats et en dispersant les particules. Les expériences sur le terrain ont montré qu'il est possible de réduire l'engorgement en surface, si on laisse le sol s'assécher pendant plusieurs jours.

Dans les régions boréales, les basses températures peuvent nuire à l'infiltration et causer des pertes de charge hydraulique par augmentation de la viscosité. Pour ce qui a trait à l'épandage, on a l'habitude de négliger ce facteur.

4.3 PROPRIÉTÉS CHIMIQUES DU SOL ET PROCESSUS EN CAUSE

Les réactions chimiques entre les ions en solution et les composants du sol modifient la mobilité des constituants des eaux d'égout et en déterminent le devenir. Un bon nombre de ces réactions, par exemple l'adsorption, la précipitation et l'échange cationique, dépendent de la chimie à la surface des particules du sol ayant la taille de colloïdes (< 0,002 mm). La fraction colloïdale inorganique comprend les minéraux argileux (silicates en couche), les oxydes de fer,

de manganèse et d'aluminium et les hydrates correspondants. La fraction colloïdale organique se compose surtout de matières humiques, substances non cristallines brunes ou brun foncé provenant d'une modification des tissus originaux ou d'une synthèse par les organismes du sol. Les composants de la phase solide du sol existent habituellement sous forme combinée. Par exemple, la matière organique et les minéraux peuvent se présenter sous forme de complexes organo-minéraux; les oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse peuvent revêtir la surface des minéraux argileux; enfin, les minéraux argileux peuvent recouvrir la surface des composants inorganiques de taille plus grande comme les particules de sable et de silt.

Dans l'optique de l'épuration des eaux usées, les réactions chimiques les plus importantes sont peut-être l'adsorption et la précipitation. En effet, ces deux réactions entraînent l'élimination des substances en solution.

4.3.1 Adsorption

L'adsorption consiste en la fixation et en l'accumulation à la surface d'un solide des matières contenues dans un fluide. Il est pratique de subdiviser l'adsorption en échange ionique, en adsorption spécifique et en adsorption physique. Lorsque l'adsorption d'au moins une espèce ionique est accompagnée par la désorption simultanée d'une même quantité d'espèces ioniques différentes, on appelle ce processus un échange ionique. Dans les sols, l'échange cationique et l'échange anionique sont possibles. Cependant, dans les sols canadiens, l'échange anionique est négligeable, car les particules du sol sont surtout chargées négativement, c'est pourquoi on ne fera que le mentionner.

Des cations retenus par de faibles forces sur les particules du sol chargées négativement sont dits échangeables, et la quantité de ces cations est appelée capacité d'échange cationique du sol. On exprime cette capacité ainsi que la quantité de chacun des cations échangeables en milliéquivalents (méq) par 100 g de sol. La capacité d'échange cationique des sols minéraux varie d'environ 5 méq à 50 méq par 100 g, et elle est plus élevée dans les sols organiques. L'échange entre les cations adsorbés et les cations en solution dans le sol se fait comme suit:

$$CaX_2 + 2\,Na^{+} = 2\,NaX + Ca^{2+}$$

où X représente un échangeur cationique.

L'adsorption spécifique, appelée aussi adsorption chimique, provient de la formation de complexes de surface et de l'interaction de grandes forces électrostatiques. Elle se produit à la surface des oxydes hydratés de fer, d'aluminium et de manganèse, sur les groupements hydroxyles des bords mis à nu des minerais argileux et sur les groupements fonctionnels des matières organiques du sol. Les ions adsorbés de façon spécifique ne sont pas facilement désorbés, sauf par des ions ayant une affinité plus grande ou par une modification de la chimie de surface (par exemple, un changement de pH). La grande affinité du sol pour le phosphate et les métaux lourds est une adsorption spécifique. Ce processus constitue un mode particulièrement efficace d'épuration des eaux usées.

L'adsorption physique fait intervenir une association entre l'adsorbant et l'adsorbat par de faibles force d'attraction atomique et moléculaire à courte distance (forces de Van der Waal) qui agissent lorsque les nuages électroniques des atomes ne se recouvrent pas assez pour donner lieu à de grandes forces électrostatiques d'attraction. La désorption est donc facile. Ces forces existent dans toutes les associations adsorbant-adsorbat, mais elles semblent être le mode

principal d'adsorption des molécules apolaires et non ioniques (par exemple, le DDT). Les matières organiques du sol comportent des surfaces dites hydrophobes (c'est-à-dire qui repoussent l'eau) pour lesquelles il y a peu de compétition entre les molécules d'eau et les molécules apolaires. Ces dernières, par exemple l'aldrine et les hydrocarbures chlorés, sont donc très fortement adsorbées dans des sols riches en matières organiques. Dans le cas de molécules polaires non ioniques, il y a aussi possibilité d'adsorption par formation de liaisons hydrogène. Les groupements fonctionnels capables de ce genre de liaison comprennent les atomes d'oxygène à la surface des minerais de silicate, les groupements hydroxyles des bords et les groupements carboxyles, hydroxyles et amines des matières organiques.

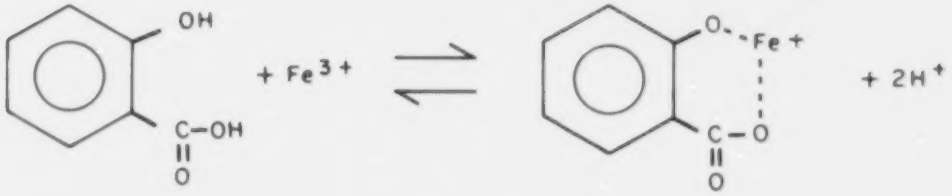
4.3.2 Précipitation chimique

La précipitation chimique est la formation, dans un milieu de réaction donné, d'un corps insoluble. Bien qu'en principe la précipitation soit très distincte de l'adsorption, il n'est pas facile dans la pratique de faire une distinction entre ces deux processus dans le sol. Par exemple, l'adsorption du phosphate sur le carbonate de calcium peut provoquer la formation de phosphate de calcium, un sel peu soluble. Il y a précipitation lorsque la production d'ions en solution est supérieure à la solubilité d'un composé peu soluble. Par contre, il y a dissolution lorsque la production d'ions en solution est inférieure à la solubilité du composé. Il s'ensuit que les matières solides peu solubles ont tendance à tamponner la concentration des ions en solution dans le sol. Des études effectuées en Ontario ont montré que, dans les sols amendés avec des boues d'épuration d'eaux d'égout traitées à la chaux, le phosphate est précipité sous forme de phosphate octacalcique. Il y a jusqu'à un certain point, estime-t-on, coprécipitation des métaux à l'état de traces et des ions phosphate avec les oxydes hydratés de fer, d'aluminium et de manganèse présents dans le sol.

La solubilité de certains précipités ou minerais du sol varie d'après leur état d'oxydation. Lorsque le sol s'imbibe d'eau et devient anaérobie, le Fe^{3+} est réduit en Fe^{2+} et le Mn^{4+} en Mn^{2+}. Comme ces métaux sont plus solubles à l'état d'oxydation inférieur, les oxydes de fer et de manganèse se dissolvent et libèrent dans la solution des espèces, par exemple des métaux et des phosphates, qui, auparavant, étaient sorbées ou coprécipitées.

4.3.3 Formation de complexes

La formation de complexes est une réaction chimique faisant intervenir l'association, électrostatique ou covalente, de cations avec des anions ou des molécules contenant des paires d'électrons libres. Lorsqu'il se forme plus d'une liaison entre les cations et les groupements fonctionnels de l'agent complexant, on parle de chélation. Il y a alors formation d'une structure cyclique comprenant l'ion métallique de la façon illustrée au diagramme qui suit.



Ce type de complexe est un chélate. La stabilité des chélates augmente avec le nombre de cycles du complexe; toutefois, cela n'a aucun rapport avec sa solubilité. Il est utile de classer les chélates métalliques en fonction de leur solubilité, car c'est elle qui détermine la mobilité du métal et sa disponibilité pour les plantes. Hodgson (1963) a proposé trois catégories principales de chélates métalliques, bien qu'il y ait des chevauchements considérables entre les catégories vu la complexité des sols. Il s'agit, entre autres (*a*) des matières humiques à masse moléculaire assez élevée qui ont une forte affinité pour les métaux polyvalents mais sont, en grande partie, insolubles dans le sol; (*b*) des acides et des bases organiques à faible masse moléculaire (par exemple, les acides citrique et malique et les acides aminés) dont les complexes métalliques sont très solubles; et (*c*) les ligands solubles (par exemple, certaines fractions de l'humus du sol) qui précipitent quand ils réagissent avec des ions métalliques polyvalents. On pense que la formation de chélates solubles peut augmenter la mobilité des métaux lourds et réduire la capacité du sol à retenir fortement ces constituants par adsorption spécifique et précipitation.

4.4 PROPRIÉTÉS BIOLOGIQUES ET RÉACTIONS DANS LE SOL

Une petite partie seulement, peut-être de 0,1 p. 100 à 4 p. 100 des matières organiques du sol sont des tissus vivants, alors qu'une bonne partie est constituée de restes de cellules végétales et microbiennes modifiées. Néanmoins, la population biologique (c'est-à-dire, les tissus vivants) du sol constitue une partie très importante de la fraction organique: elle consiste en une microflore comprenant des bactéries, des virus, des actinomycètes, des champignons et des algues; elle inclut également une population animale comprenant des protozoaires, des nématodes, des vers annelés et des arthropodes. Le nombre approximatif d'organismes est indiqué au tableau 5, à l'exception des vers annelés, trouvés dans les sols.

TABLEAU 5
Nombre approximatif d'organismes trouvés fréquemment dans les sols de surface*
(Martin et Focht, 1977)

Organisme	Nombre approximatif par gramme de sol		
Bactéries	3 000 000	à	500 000 000
Actinomycètes	1 000 000	à	20 000 000
Champignons	5 000	à	900 000
Levures	1 000	à	100 000
Algues	1 000	à	500 000
Protozoaires	1 000	à	500 000
Nématodes	50	à	200

* Les chiffres correspondant aux bactéries, aux actinomycètes, aux champignons et aux levures proviennent de numérations sur plaque et indiquent le nombre de propagules viables dans le milieu de culture. Il y a aussi un grand nombre de champignons gélatineux (Myxomycètes), de virus ou de phages de bactéries, d'algues, de champignons, d'insectes, de plantes, d'arthropodes, de vers de terre, de mycoplasmes et d'autres organismes.

Bien que les champignons soient beaucoup moins nombreux dans le sol que les bactéries et les actinomycètes, leur croissance mycélienne importante produit une grande masse de tissu. L'observation directe et des méthodes physiologiques ont révélé que, dans la plupart des sols agricoles, les champignons représentent environ 75 p. 100 de l'ensemble de la biomasse microbienne, et les bactéries plus les actinomycètes, environ 25 p. 100 (Anderson and Domsch, 1978). La population biologique du sol varie constamment selon les modifications des conditions du milieu. En tout temps, seule une fraction de la population totale a une croissance active et participe à la décomposition des matières organiques et à la transformation des sels nutritifs. Le reste demeure passif ou au repos en attendant que les conditions se modifient.

Les microorganismes sont plus nombreux, et leur activité métabolique est plus intense à quelques centimètres au-dessous de la surface du sol où les changements de conditions du milieu sont fréquents et importants. Au-delà de la couche arable, le nombre de microorganismes et leur activité diminuent rapidement en fonction de la profondeur, jusqu'à devenir négligeable.

La plupart des réactions biologiques font intervenir la décomposition des matières organiques du sol. On peut considérer qu'il s'agit d'un travail réalisé grâce à la collaboration de nombreux organismes différents. La décomposition des matières organiques nouvelles se fait en trois étapes globales. À la première étape, durant quelques semaines, les organismes s'attaquent aux matières les plus faciles à décomposer. Il y a consommation d'oxygène et libération d'eau et de CO_2, puis accumulation rapide de tissus microbiens ou biomasse. À la seconde étape, le nombre d'organismes diminue à mesure que s'épuise la fraction organique facilement dégradable. La masse résultante des tissus microbiens morts, les produits intermédiaires de décomposition et les composés les plus résistants de la matière organique originale sont partiellement dégradés en substances humiques. À l'étape finale, le nombre de microorganismes du sol redevient à peu près ce qu'il était avant l'addition de nouvelles matières organiques. Les substances humiques sont dégradés lentement par des organismes hautement spécialisés à un taux variant de 2 p. 100 à 5 p. 100 par année, selon les conditions environnementales. La figure 11 illustre le cycle des matières organiques dans le sol.

Dans les systèmes naturels qui reçoivent l'addition localisée ou périodique de matières organiques, ces trois étapes peuvent chevaucher, plusieurs processus se produisant simultanément. Pendant l'hiver, le taux de décomposition est faible car l'activité biologique diminue aux basses températures. Entre 5 °C et 30 °C, la vitesse des réactions biologiques dans le sol double en général à chaque fois que la température s'accroît de 10 °C.

Les bactéries, les actinomycètes et les champignons sont les microorganismes les plus abondants dans le sol. Ils participent tous à la décomposition des matières organiques du sol. La plupart des bactéries du sol sont hétérotrophes et ont besoin des composés organiques comme source d'énergie et de carbone. La plupart des composés organiques ajoutés au sol ou produits dans le sol sont décomposés par les bactéries hétérotrophes. Seules, quelques bactéries sont autotrophes et tirent leur énergie de la transformation de composés inorganiques et leur carbone du CO_2. Cependant, les bactéries nitrifiantes qui oxydent l'ion ammonium en ion nitrate sont autotrophes et très importantes à la fois pour l'agriculture et l'environnement.

On trouve dans le sol des bactéries aérobies et anaérobies strictes en plus de bactéries capables de se développer en présence ou en l'absence d'oxygène. La plupart d'entre elles croissent mieux en conditions neutres ou légèrement alcalines. À un pH compris entre 5,5 et 5, leur nombre commence à décroître et, à un pH inférieur à 4, leur nombre et leur activité diminuent rapidement. Les actinomycètes sont des microorganismes aérobies hétérotrophes

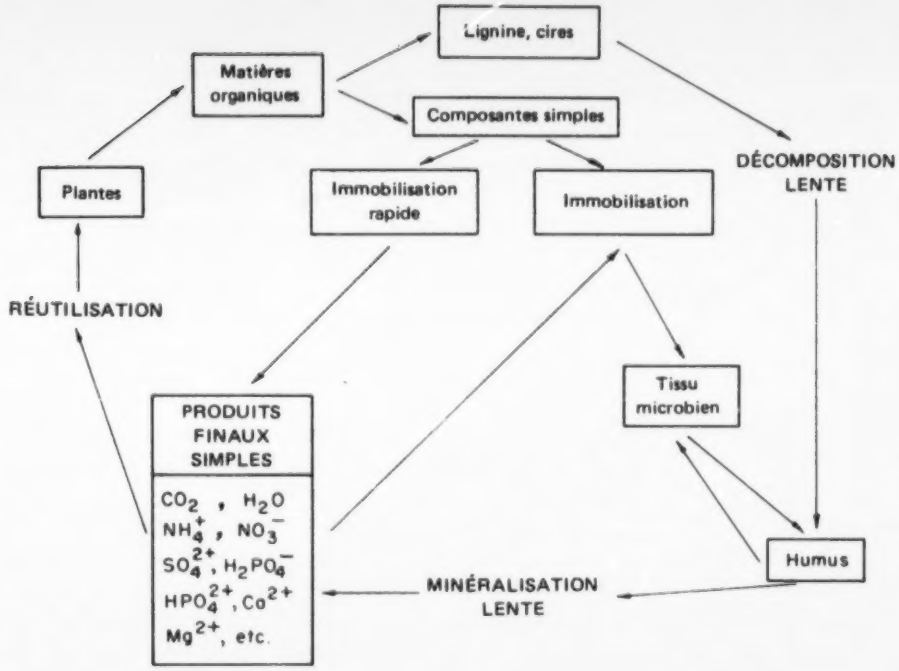


Figure 11
Cycle des matières organiques dans le sol

participant surtout à la décomposition de l'humus. Leur croissance est limitée par l'acidité du sol, et elle est très faible à un pH inférieur à 5. Tous les champignons sont hétérotrophes et la plupart sont aérobies et croissent mieux dans des sols presque neutres. Cependant, certains d'entre eux sont adaptés à un faible pH et prédominent dans les sols acides.

Les vitesses de décomposition des matières organiques et de formation des produits finaux dépendent de l'aération et de la température du sol. En conditions aérobies, jusqu'à 60 p. 100 du carbone organique peut être respiré par les organismes sous forme de dioxyde de carbone à l'étape initiale de la décomposition. La plupart du carbone restant est incorporé dans les cellules microbiennes, et une certaine partie sert ensuite à la respiration lorsque la population diminue. En conditions anaérobies, la décomposition est généralement beaucoup plus lente, et les produits finaux sont différents. Il y a production d'une certaine quantité de CO_2 et de méthane (CH_4); cependant, la plus grande partie du carbone, peut-être 70 p. 100, reste partiellement dégradée sous forme d'alcools et d'acides organiques. Comme il existe assez peu d'organismes capables de dégrader ces produits en l'absence d'oxygène, ils s'accumulent. En conditions aérobies, l'azote organique et l'ammoniac sont transformés en nitrates, et le soufre organique, en sulfates; par contre, en conditions anaérobies, il y a formation d'ammoniac, d'oxyde nitreux, d'azote et de sulfure d'hydrogène. La décomposition anaérobie des matières organiques, surtout celles dont la teneur en azote et en soufre est élevée, produit souvent une odeur nauséabonde.

Les organismes participant aux processus de décomposition ont besoin d'éléments nutritifs, tout comme les plantes et les animaux. Si les quantités de résidus organiques ajoutés au sol sont faibles, les sels nutritifs doivent être tirés du sol ou d'engrais, sinon la décomposition est retardée. Le rapport carbone-azote est particulièrement important: lorsqu'il est supérieur à 25, le début de la décomposition est lent en raison d'une carence d'azote.

4.5 DEVENIR DE CERTAINS CONSTITUANTS DES EAUX D'ÉGOUT TRAITÉES DANS LE SOL

La présente section porte sur le devenir de certains constituants ajoutés au sol avec les eaux d'égout usées traitées et les boues d'épuration. Il s'agit, entre autres, de l'azote, du phosphore, des métaux lourds et du bore.

4.5.1 Azote

Les eaux usées et les boues d'origine urbaine contiennent des quantités variables d'azote organique (N), sous forme de nitrate (NO_3^-), de nitrite (NO_2^-) et(ou) d'ammonium (NH_4^+). La figure 12 illustre l'évolution de l'azote dans le sol. Les principales étapes de la transformation de l'azote dans le sol sont la minéralisation, l'immobilisation, la nitrification, la dénitrification, la volatilisation de l'ammoniac et le lessivage.

La minéralisation est la transformation de l'azote organique en azote inorganique sous l'action de la décomposition microbienne.

L'immobilisation se produit lorsque l'azote inorganique sous forme de NH_4^+ ou de NO_3^- est absorbé par les organismes du sol pour satisfaire leurs besoins d'azote. L'azote immobilisé par les organismes est libéré à leur mort. Pendant la décomposition de résidus dont le rapport C/N est élevé (c'est-à-dire de plus de 25), la minéralisation initiale est réduite, car la plupart de l'azote est immobilisé par les microorganismes.

La nitrification est la transformation microbienne du $N\text{-}NH_4^+$ en $N\text{-}NO_3^-$. Les *Nitrosomonas sp.* et les *Nitrobacter sp.* sont deux groupes de bactéries nitrifiantes spécifiques. Voici l'équation correspondant à la transformation de NH_4^+ par *Nitrosomonas sp.:*

$$2\,NH_4^+ + 3\,O_2 \rightarrow 2\,NO_2^- + 4\,H^+ + 2\,H_2O + \text{énergie}$$

La transformation par *Nitrobacter sp.* se fait selon l'équation suivante:

$$2\,NO_2^- + O_2 \rightarrow 2\,NO_3^- + \text{énergie}$$

La transformation du NO_2^- en NO_3^- est très rapide, de sorte qu'il y a peu d'accumulation de NO_2^- dans le sol et que le résultat net est l'accumulation de NO_3^-. Le pH optimal pour la nitrification est légèrement supérieur à 7.

La dénitrification est une perte d'azote à l'état gazeux par le sol; elle se produit en conditions anaérobies, lorsqu'il y a des sources de nitrate et de carbone facilement dégradables. La voie métabolique est $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$. La dénitrification survient sous l'action de certains groupes de bactéries ou sous l'effet d'une réduction chimique, auquel cas le processus s'appelle dénitrification chimique.

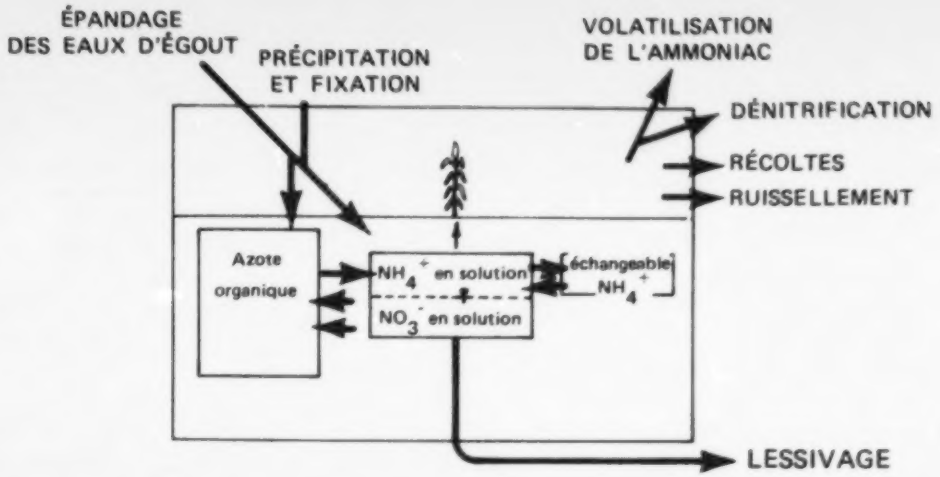


Figure 12
Évolution de l'azote dans le sol

Dans les sols alcalins humides, l'azote peut être perdu sous forme d'ammoniac (NH_3). Au cours de l'épandage de boues liquides à la surface du sol, la perte de $N\text{-}NH_4^+$ par volatilisation peut atteindre au moins 50 p. 100, selon le taux d'épandage et les propriétés du sol. En général, les pertes s'accroissent à mesure qu'augmentent la circulation d'air, la température et le pH du sol, et que diminue la teneur du sol en argile.

Le lessivage est le transport des matériaux du sol sous l'action de l'écoulement descendant ou latéral de l'eau. À cause de la rapidité de la nitrification, le $N\text{-}NH_4^+$ ne constitue généralement qu'une faible portion de l'azote inorganique disponible dans le sol. Le NO_3^- tend à en être la forme prédominante; il est très soluble dans l'eau et n'est pas adsorbé par le sol. À mesure que l'eau s'infiltre dans le sol, le NO_3^- est transporté et, s'il n'est pas absorbé par la racine des plantes, il peut atteindre la nappe phréatique. Afin de minimiser les pertes de NO_3^-, l'apport d'azote dans le sol ne devrait pas dépasser la somme des besoins des cultures et des pertes par dénitrification et par volatilisation.

4.5.2 Phosphore

Tout comme l'azote, le phosphore est un élément nutritif essentiel à la croissance végétale et animale. Il s'agit des deux principaux éléments contribuant à l'eutrophisation des eaux de surface; toutefois, leur comportement est très différent dans le sol. Il n'y a pas de perte de phosphore par volatilisation, et seules de petites quantités sont perdues par lessivage. Dans le sol, les ions $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-} sont adsorbés spécifiquement ou précipités sous forme de phosphates peu solubles de fer, d'aluminium et de calcium (Hwang *et al.*, 1976). La figure 13 illustre l'évolution du phosphore ajouté au sol à des taux de charge caractéristiques.

L'adsorption semble être le mécanisme immédiat de fixation du phosphate dans le sol (de Haan et Zwerman, 1976). Par la suite, il y a précipitation et les sites d'adsorption peuvent

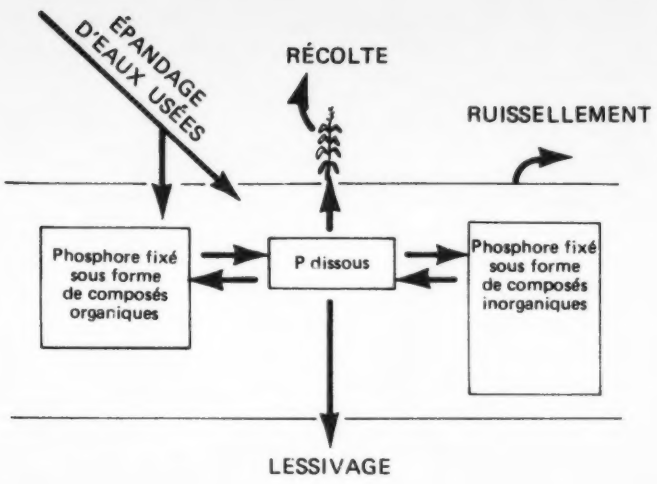


Figure 13
Évolution du phosphore dans le sol

de nouveau servir à la fixation. Ce mécanisme alterné d'adsorption et de précipitation augmente de beaucoup la capacité totale de fixation du phosphate par le sol (Beek de Haan, 1974).

On s'est servi de l'équation de Langmuir pour établir une relation entre les teneurs en phosphate en solution et les quantités de phosphate adsorbées sur les composantes du sol ainsi que pour calculer les capacités d'adsorption du phosphore par les divers sols (Olsen et Watanabe, 1957; Syers *et al.*, 1973; Tofflemire, 1976). Les capacités d'adsorption du phosphore de six sols en Alberta sont présentés au tableau 6.

En supposant que l'on épande des eaux usées traitées dont la teneur en phosphore est de 10 mg/l, à un taux maximal de 40 cm par année, la durée d'épandage prévue sur des terrains non cultivés varie de 76 ans dans le sable loameux de Carmangay à 53 ans dans le loam sablo-argileux de Seven Persons. Cependant, la culture de ces sols augmenterait indéfiniment la durée prévue, vu l'assimilation du phosphore pendant la croissance végétale.

Le phosphore présent dans le sol peut être organique ou inorganique. Les phosphates d'inositol constituent, estime-t-on, une des principales formes du P organique. Les phosphates inorganiques peuvent exister sous forme d'ortho-phosphates, la forme prédominante, ou de polyphosphates qui sont hydrolysés en orthophosphates. Le P organique peut être transformé en P inorganique par l'activité biologique et vice-versa. Les ions phosphates ne demeurent pas en solution dans le sol en quantité importante, ils sont plutôt adsorbés ou précipités. En Ontario, l'épandage pendant six ans de grandes quantités de boues résiduaires sur des sols neutres a laissé des teneurs en phosphate en solution dans le sol de $< 0{,}9$ mg/l. Bien que la teneur du sol en phosphore en solution soit faible, les besoins des plantes sont satisfaits par la désorption du phosphate adsorbé ou la dissolution du phosphate précipité.

TABLEAU 6
Capacité d'adsorption du phosphore dans six sols de l'Alberta
(Lutwick et Graveland, 1982)

Sol	Profondeur d'échantillonnage (cm)	Capacité d'adsorption du phosphore (en mg de P par 100 g)
Cavendish (loam sableux)	0 - 12	22,2
	12 - 40	14,7
	40 - 58	6,3
	58 - 120	28,2
Maleb (loam sableux)	0 - 7	18,0
	7 - 26	11,9
	26 - 45	23,8
	45 - 70	36,5
	70 - 110	32,8
Seven Persons (loam sablo-argileux)	0 - 10	-21,7*
	10 - 31	31,1
	31 - 46	31,7
	46 - 78	23,6
	78 - 95	30,4
	120 - 150	95,0
Carmangay (sable loameux)	0 - 21	15,9
	21 - 30	14,8
	30 - 49	17,5
	49 - 100	30,1
Granum (loam sableux)	0 - 12	16,6
	12 - 27	21,9
	27 - 45	38,2
	45 - 100	32,8
Coaldale (argile sableuse)	0 - 21	42,1
	21 - 28	40,1
	28 - 33	41,6
	33 - 70	40,2
	70 - 110	38,1

* Libération par le sol de phosphore qui passe en solution (désorption de P).

4.5.3 Métaux lourds

La figure 14 illustre l'évolution des métaux lourds ajoutés au sol. Dans le sol, plusieurs processus déjà mentionnés participent à l'élimination des métaux de la solution soit: la formation de complexes insolubles, la précipitation sous forme de minéraux insolubles et l'adsorption (échange cationique et adsorption spécifique). Une portion des métaux demeure hydrosoluble sous forme de chélates et de complexes organométalliques. Au cours de la réaction

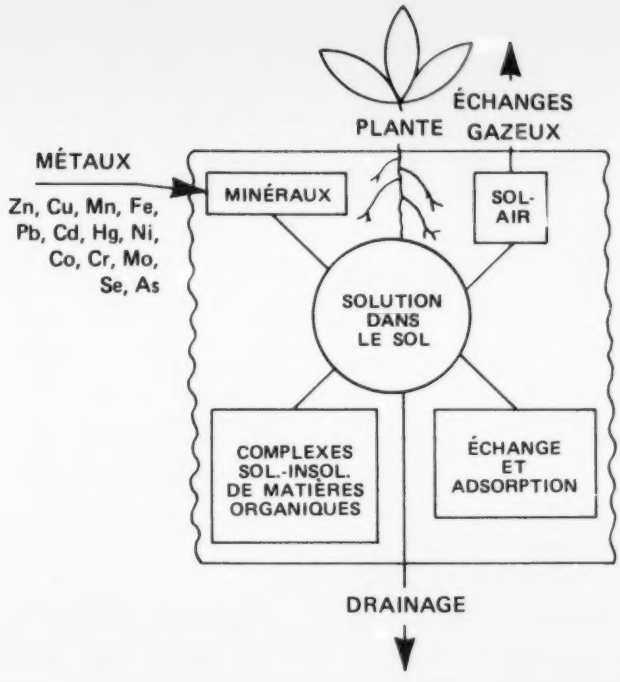


Figure 14
Évolution des métaux lourds dans le sol
(Lindsay, 1979)

de certains métaux avec le sol, on a observé un processus appelé réversion: il s'agit de la transformation lente du métal en des formes moins solubles et moins extractibles. Le mécanisme réel gouvernant ce processus n'est pas clairement compris.

Les métaux lourds ont tendance à être fortement retenus par le sol: d'après des estimations, leur temps de séjour varie de 300 à 3000 ans (Bowen, 1975). Bates *et al.* (1975) ont estimé qu'il faudrait environ 1000 cycles de culture pour éliminer tout le cadmium ajouté en un seul épandage de boues épaisses (environ 4 fois le taux d'épandage annuel recommandé en Ontario). Il est peu probable que le lessivage des métaux cause un problème sauf si les sols devenus anaérobies sont ensuite drainés rapidement. Les conditions réductrices d'un sol anaérobie augmentent la solubilité et la mobilité des métaux par dissolution des oxydes de fer et de manganèse et la formation de complexes organométalliques solubles.

La sélectivité des oxydes de fer et d'aluminium hydratés pour les cations métalliques bivalents augmente dans l'ordre suivant: Cd < Ni < Zn < Cu < Pb (Kinniburg *et al.*, 1976). À un pH de 5,8, la sorption par l'acide humique, une fraction à masse moléculaire élevée des matières organiques du sol, se fait dans l'ordre suivant: Ni < Zn < Cu (Kerndorf et Schnitzer, 1980). Cela signifie que les métaux comme le cadmium et le nickel sont moins fortement retenus que le cuivre par le sol et qu'ils ont tendance à être plus mobiles.

Dans les sols mal drainés, des métaux comme le mercure et le sélénium, soumis à des processus microbiens, peuvent donner des composés alkylés volatils qui s'échappent dans l'atmosphère.

4.5.4 Bore

Le bore est un élément nutritif essentiel aux plantes dont les teneurs de carence et de toxicité sont très voisines pour bien des plantes, souvent quelques milligrammes par litre seulement. L'irrigation avec des eaux d'égout à forte teneur en bore peut endommager les récoltes. Le bore peut être adsorbé sur les colloïdes du sol; toutefois, dans les plages de pH des sols agricoles, il y a peu d'adsorption, et l'élimination se fait par lessivage.

Chapitre 5
CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'HYGIÈNE DU MILIEU

5.1 INTRODUCTION

L'épandage des eaux usées traitées (effluents) et des boues d'épuration d'origine urbaine permet de recycler les ressources et d'éviter les effets néfastes sur l'environnement que peuvent avoir les méthodes classiques d'élimination. L'épandage des eaux usées traitées fournit de l'eau et des éléments nutritifs pour la croissance végétale et évite la surcharge en éléments nutritifs ainsi que l'eutrophisation des plans d'eau naturels. L'épandage des boues fournit des éléments nutritifs nécessaires à la croissance végétale et des matières organiques pour la préparation du sol; cette méthode évite d'éventuels problèmes de pollution des eaux causés par l'enfouissement ou le déversement en mer, ainsi que les problèmes de pollution atmosphérique dus à l'incinération; en outre, cette méthode constitue le moyen le plus économique d'éliminer les boues.

Cependant, l'épandage comporte des risques, car les boues peuvent contenir des métaux et des composés organiques industriels; les eaux usées et les boues peuvent renfermer des concentrations nocives d'organismes pathogènes. Le présent chapitre évalue les risques occasionnés par l'épandage des effluents et des boues et examine les stratégies qui ont été recommandées pour tenter de les minimiser.

5.2 POLLUANTS CHIMIQUES INORGANIQUES

Les métaux toxiques sont les composés inorganiques contaminant les eaux usées traitées et les boues d'origine urbaine qui posent le plus de problèmes car ils peuvent nuire aux cultures, à la santé des animaux et à celle des humains. Ces polluants pénètrent dans les installations de traitement des eaux résiduaires sous diverses formes chimiques, tant solubles qu'insolubles. Au cours du traitement des eaux résiduaires, il y a partage des métaux dans les boues et diminution générale de leur concentration dans les effluents jusqu'aux limites maximales admissibles (voir l'Annexe B). C'est pourquoi, les paragraphes suivants traiteront en grande partie de l'épandage des boues d'épuration.

Chaney (1982) a compilé des données sur les teneurs des plantes en métaux qui peuvent être considérés "normales" et celles qui sont toxiques (tableau 7). L'auteur mentionne si la barrière sol-plante empêche ou non l'absorption et(ou) le transport dans la plante, empêchant ainsi une accumulation importante dans la chaîne alimentaire. Chaney compare également ces données avec les teneurs maximales en métaux tolérés à long terme dans le fourrage destiné aux bêtes à cornes, aux moutons, aux porcs et aux poulets. Ces données permettent de comparer les toxicités relatives des métaux pour les plantes et les animaux, mais ne peuvent s'appliquer aux cas de cultures dont le sol a été fertilisé à l'aide de boues ni aux cas d'ingestion de boues ou de terre en raison des interactions des métaux dans les plantes et les animaux (National Research Council, 1980).

Les directives et les règlements nationaux et provinciaux concernant l'épandage des boues stipulent qu'il faut limiter les teneurs en métaux des boues pour empêcher les problèmes de toxicité (tableau 8). Même si différents critères ont été utilisés pour déduire les valeurs de ces teneurs, on estime généralement qu'il faut limiter les teneurs en cadmium, en zinc, en cuivre,

TABLEAU 7

Comparaison des teneurs maximales admissibles en minéraux de l'alimentation du bétail et des teneurs actuelles du fourrage (Chaney, 1972)

Élément	Teneur du feuillage des plantes* (en milligrammes par kilogramme de feuillage sec)			Teneur maximale tolérée à long terme (en milligrammes par kilogramme de nourriture sèche)			
	"Barrière sol-plante"	Normale	Phytotoxique	Bêtes à cornes	Moutons	Porcs	Poulets
As, inorganique	oui	0,01 - 1	3 - 10	50	50	50	50
B	oui	7 - 7,5	75	150	(150)	(150)	(150)
Cd**	non	0,01 - 1	5 - 700	0,5	0,5	0,5	0,5
Cr^{3+}, oxydes	oui	0,1 - 1	20	(3 000)	(3 000)	(3 000)	3 000
Co	non?	0,01 - 0,3	25 - 100	10	10	10	10
Cu	oui	3 - 20	25 - 40	100	25	250	300
F	oui?	1 - 5	.	40	60	150	200
Fe	oui	30 - 300	.	1 000	500	3 000	1 000
Mn	?	15 - 150	400 - 2 000	1 000	1 000	400	2 000
Mo	non	0,1 - 3,0	100 10	10	20	100	
Ni	oui	0,1 - 5	50 - 100	50	(50)	(100)	(300)
Pb**	oui	2 - 5	.	30	30	30	30
Se	non	0,1 - 2	100 (2)	(2)	2	2	
V	oui?	0,1 - 1	10	50	50	(10)	10
Zn	oui	15 - 150	500 - 1 500	500	300	1 000	1 000

* L'ingestion continue à long terme des teneurs maximales admissibles en minéraux peut avoir des effets nocifs. Les interactions des différents métaux n'ont pas été étudiées, et elles peuvent augmenter la tolérance au-delà des valeurs indiquées lorsque les aliments renferment des taux accrus d'au moins deux métaux. Les données entre parenthèses n'étaient pas disponibles pour les espèces mentionnées et ont été déduites de données obtenues pour une espèce semblable.

** Teneurs maximales admissibles de la nourriture, basées sur la teneur en métaux résiduels des produits animaux destinés à la consommation humaine plutôt que sur la toxicité pour les espèces mentionnées.

TABLEAU 8

Teneurs maximales admissibles en métaux lourds des boues épandues à des fins agricoles dans plusieurs pays (Webber *et al.*, 1983)

Pays*	Teneur admissible (en milligrammes par kilogramme de poids sec)											
	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	Mn	Mo	Co	As	Se	Hg
Allemagne	20	3 000	1 200	200	1 200	1 200	–	–	–	–	–	25
Belgique	10	2 000	500	100	300	500	500	–	20	10	25	10
Canada**	20	1 850	–	180	500	–	–	20	150	75	14	5
Danemark	8	–	–	30	400	–	–	–	–	–	–	6
Finlande	30	5 000	3 000	500	1 200	1 000	3 000	–	100	–	–	25
France	20	3 000	1 000	200	800	1 000	–	–	20	–	100	10
Norvège	10	3 000	1 500	100	300	200	500	–	20	–	–	7
Pays-Bas	10	2 000	600	100	500	500	–	–	–	10	–	10
Suède	15	10 000	3 000	500	300	1 000	–	–	50	–	–	8
Suisse	30	1 000	1 000	200	1 000	1 000	–	20	100	–	–	10

* Royaume-Uni: Les boues destinées à un usage public ne doivent pas renfermer plus de 20 mg de Cd par kilogramme de matière sèche. Les boues épandues sur les pâturages ne doivent pas renfermer plus de 500 mg de F par kilogramme de matière sèche, et les boues épandues sur les pâturages, les jardins et les zones consacrées aux loisirs ne doivent pas renfermer plus de 2 000 mg de Pb par kilogramme de matière sèche.

États-Unis: Les boues épandues sur les cultures maraîchères ne doivent pas renfermer de teneurs en métaux supérieures aux teneurs suivantes: 25 mg de Cd, 1 000 mg de Pb et 10 mg de polychlorobiphényles par kilogramme de matière sèche.

** Les valeurs sont prévues pour les boues et les produits commerciaux dérivés des boues renfermant des teneurs ≤ 5 p. 100 en azote (Standish, 1981).

en plomb, en chrome et en mercure. En outre, la plupart des juridictions ont fixé les charges maximales cumulées de ces éléments pour les terres agricoles (tableau 9). En Norvège et en Suède, par exemple, on impose des charges cumulées très faibles.

Les métaux généralement présents dans les eaux usées traitées et les boues d'épuration ont été classés selon leur éventuelle toxicité en deux catégories: toxicité faible, toxicité importante (CAST, 1976). Les métaux peu toxiques sont le manganèse, le fer, l'aluminium, le chrome, l'arsenic, le sélénium, l'antimoine, le mercure et le plomb. Le manganèse, le fer et l'aluminium sont présents en quantités importantes dans les sols naturels et ne sont que légèrement solubles dans un sol bien aéré dont le pH est supérieur à 5,5; le chrome, lui aussi n'est que légèrement soluble dans le sol; quant à l'arsenic, au sélénium, à l'étain et au mercure, ils sont habituellement présents dans les boues en quantité trop faible pour occasionner un risque important; enfin, le plomb est toxique pour les animaux, mais il n'est pas redistribué facilement depuis les racines des plantes. Comme les animaux ingèrent des quantités importantes de terre, on a craint que l'épandage de boues sur les pâturages puisse provoquer chez eux le saturnisme. Cependant, au cours d'une expérience (Keinholtz, 1980), aucune donnée n'a indiqué des effets délétères chez des bêtes à cornes se nourrissant de boues. Les métaux pouvant avoir une toxicité importante sont le cadmium, le cuivre, le molybdène, le nickel et le zinc.

5.2.1 Cadmium

Des cinq métaux les plus dangereux présents dans les boues d'épandage, il est largement reconnu que le cadmium est le plus nuisible pour l'être humain. Il s'agit d'un élément non essentiel, extrêmement toxique pour les plantes et les animaux. Au cours de la dernière décennie la présence de cadmium dans l'environnement a fait l'objet d'un intérêt croissant, car cet élément est relié à divers troubles de santé. Cet élément s'accumule dans le foie et les reins des humains et des animaux, et une exposition chronique peut endommager les tubes urinifères. La contamination possible de l'homme par les plantes renfermant du cadmium est plus préoccupante que la toxicité pour les plantes elles-mêmes; le cadmium n'est généralement pas phytotoxique aux teneurs trouvées dans les plantes.

Les canadiens absorbent principalement du cadmium dans les aliments, à raison de 0,05 mg/d à 0,098 mg/d (Santé et Bien-être social Canada, 1979). Étant donné que l'Organisation mondiale de la santé a recommandé une absorption maximale admissible de 0,057 mg/d à 0,071 mg/d, il y a lieu de faire des efforts importants pour s'assurer que les épandages ne feront pas augmenter les quantités de cadmium absorbées avec la nourriture et l'eau.

La quantité de cadmium qui migre du sol dans les plantes et les semences varie considérablement selon les plantes. De la même façon, des facteurs environnementaux comme la température, l'humidité du sol et surtout le pH du sol peuvent modifier la teneur et la répartition du cadmium dans la plante (Sheaffer *et al.*, 1979; CAST, 1980). Comme dans le cas de la plupart des métaux, l'absorption de cadmium par les plantes est supérieure si le pH est moins élevé surtout s'il est inférieur à 6,5.

En raison de l'importance des teneurs en cadmium de l'alimentation de l'homme, les directives et les autorisations reposent essentiellement sur les teneurs en cadmium des boues (tableau 8) et sur les charges de cadmium totales dans les boues épandues (tableau 9). La variation des teneurs limites admissibles en cadmium révèle un certain degré d'incertitude quant aux effets nocifs éventuels. Cependant, on estime généralement que les charges de cadmium dans le sol réservé aux cultures doivent être faibles afin d'en minimiser les effets délétères pour les humains et les animaux.

TABLEAU 9

Charges cumulées maximales admissibles de métaux dans les boues épandues à des fins agricoles imposées par différentes juridictions (Webber *et al.*, 1983)

Juridiction	Charge cumulée admissible (kg/ha)												
	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	Mn	Mo	Co	As	Se	Hg	B
Allemagne	8,4	750	210	60	210	210	–	–	–	–	–	5,7	–
Canada[a]	4	370	–	36	100	–	–	4	30	15	2,8	1,0	–
Alberta[b]	0,8 - 1,5	150 - 300	100 - 200	12 - 25	50 - 100	50 - 100	–	–	–	–	–	0,2 - 0,5	5 - 10
Colombie Britannique[c]	4	370	–	36	100	–	–	4	30	15	2,8	1,0	–
Ontario[d]	1,6	330	150	32	90	210	–	4	30	14	2,4	0,8	–
Danemark	0,2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
États-Unis	5 - 20	250 - 1000	125 - 500	50 - 200	500 - 2000	–	–	–	–	–	–	–	–
Finlande	0,1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
France	5,4	750	210	60	210	360	–	–	–	–	–	2,7	–
Norvège	0,2	60	30	2	6	4	10	–	0,4	–	5	0,14	–
Pays-Bas	2,0	400	120	20	100	100	–	–	–	2	–	2,0	–
Royaume-Uni	5	560	280	70	1000	1000	–	4	–	10	5	2,0	4,5
Suède[e]	0,075	50	15	2,5	1,5	5	–	–	0,25	–	–	0,04	–

[a] Standish, 1981.

[b] Alberta Environment, 1982.

[c] Colombie-Britannique, 1982.

[d] OMAF/OMOE, 1981.

[e] Charge répartie sur cinq ans; peut être répétée.

5.2.2 Zinc

Le zinc est un élément essentiel aux humains, aux animaux et aux plantes. Il fait partie des 70 métallo-enzymes connues. On n'a signalé aucun cas d'empoisonnement chronique chez l'homme (Santé et Bien-être social Canada, 1980).

Le zinc est également assez peu toxique pour les animaux: une teneur de 500 p.p.m. dans les aliments n'a pas d'effets toxiques ni nocifs (CAST, 1976). Une absorption excessive de zinc diminue la teneur en cuivre du foie des ruminants.

Comme dans le cas du cadmium, l'absorption de zinc par les plantes est supérieure lorsque le pH est inférieur à 6,5; sa disponibilité pour les plantes est inversement proportionnelle à la teneur en matières organiques des boues. Le zinc n'est pas phytotoxique à des teneurs inférieures à plusieurs centaines de milligrammes par kilogramme.

Même si le zinc n'entraîne pas de graves problèmes de toxicité chez les animaux et chez les humains, sa présence en teneurs élevées dans les boues épandues sur les terres cultivables entraîne presque invariablement une augmentation importante de sa teneur dans les cultures (CAST, 1976).

5.2.3 Cuivre

Le cuivre constitue un élément essentiel du régime alimentaire de l'homme. On le trouve généralement combiné à des protéines de l'organisme, et il joue un rôle important dans la formation des érythrocytes, la libération du fer tissulaire et le développement de plusieurs tissus. On n'a pas enregistré de toxicité chronique due à cet élément, même lorsque les aliments en renfermaient des taux relativement élevés (Santé et Bien-être social Canada, 1979); ainsi, il n'y a aucune raison de s'inquiéter d'une légère augmentation des teneurs en cuivre dans l'alimentation de l'homme.

Parmi les animaux domestiques, le cuivre peut être toxique pour le mouton, les bêtes à cornes, le porc et la volaille, le mouton étant l'espèce la plus sensible. Étant donné que l'accumulation de cuivre dans le foie est stimulée par une teneur insuffisante en molybdène de la nourriture, on peut la diminuer en maintenant la teneur en molybdène à un niveau suffisamment élevé (CAST, 1976). Lorsque l'alimentation renferme un supplément de zinc et de fer, de fortes teneurs en cuivre peuvent faire engraisser les poulets et les porcs, mais, le cuivre s'accumule alors dans le foie (CAST, 1976).

Même si le cuivre est essentiel pour les plantes, l'épandage de boues renfermant des teneurs élevées en cuivre peuvent le rendre phytotoxique et diminuer le rendement des cultures. Généralement la toxicité pour les plantes se manifeste à des teneurs inférieures à celles qui seraient toxiques pour un animal. Heureusement, dans la plupart des cas, le cuivre migre peu des racines vers la partie aérienne de la plante.

5.2.4 Nickel

Même si le nickel est essentiel pour les animaux et vraisemblablement pour l'humain (National Academy of Sciences, 1980), on n'a jamais signalé de carences de nickel chez ce dernier. Cet élément est relativement peu toxique; une irritation des voies gastro-intestinales est le premier symptôme d'une absorption importante par voie orale.

Bien qu'il soit peu toxique pour les animaux et les humains, le nickel présent dans le sol est absorbé par les plantes et devient phytotoxique à une teneur d'environ 500 mg par kilogramme de tissu végétal. La quantité absorbée peut être augmentée par la présence de matières

organiques dans les boues (Cunningham *et al.*, 1975). Comme dans le cas de la plupart des métaux, l'absorption de nickel est nettement plus importante si le pH est inférieur à 6,5; si le pH est maintenu au-dessus de 6,5 à l'endroit où sont épandues les boues, le nickel ne devrait pas être phytotoxique ni constituer une menace pour les ressources alimentaires.

5.2.5 Molybdène

L'humain a besoin de quantités minimes de molybdène; cet élément fait partie intégrante de plusieurs métallo-enzymes essentielles comme la xanthine-oxydase. L'alimentation normale contient pratiquement toujours une quantité suffisante de molybdène. On estime que cet élément n'est pas très toxique pour les humains; cependant, sa présence dans les aliments à des taux extrêmement élevés peut entraîner une toxicité chronique qui se manifeste principalement sous forme d'arthralgie (National Academy of Science, 1980).

Les bovins sont les animaux les plus sensibles au molybdène; les moutons le sont moins, et les chevaux et les cochons, encore moins. L'ingestion de fourrage renfermant des teneurs en molybdène supérieures à 10 mg/kg à 20 mg/kg peut entraîner une molybdénose chez le ruminant. Une teneur excessive en molybdène de l'alimentation provoque une carence en cuivre et en phosphore, à laquelle on peut remédier par un supplément approprié de ces éléments.

Les boues d'épuration des eaux usées contiennent généralement de faibles teneurs en molybdène et ne provoquent vraisemblablement pas de molybdénose chez les animaux, sauf dans le cas où des boues renfermant une teneur élevée en molybdène (> 40 mg/kg) sont épandues sur des terres utilisées pour cultiver du fourrage constituant la majeure partie de l'alimentation des animaux (CAST, 1976). L'épandage de teneurs élevées en molybdène ne provoque aucune phytotoxicité.

5.2.6 Résumé

De tous les métaux présents dans les eaux usées et les boues traitées, le cadmium constitue, estime-t-on, le danger le plus important, car il est toxique pour les mammifères, il est absorbé par les plantes, il est présent à des taux élevés dans les boues, et il peut continuer d'être utilisé par les plantes plusieurs années après l'épandage. Afin d'empêcher que les plantes cultivées sur des terres agricoles traitées par un épandage ne soient toxiques pour les humains ou les animaux, on a élaboré des directives énonçant les teneurs maximales admissibles en métaux des boues épandues sur les terres agricoles (OMOE/OMAF, 1981; Alberta Environment, 1982). Ces directives et celles émises par d'autres juridictions apparaissent aux tableaux 8 et 9. Il y a lieu de les suivre scrupuleusement et de conserver des rapports précis sur l'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration afin de garantir une protection maximale pour la santé et de minimiser les effets néfastes pour l'environnement.

5.3 POLLUANTS ORGANIQUES

Les aspects les moins compris mais les plus étudiés actuellement de l'épandage des boues d'épuration et des eaux usées traitées sont la teneur, le devenir et les effets des produits organiques synthétiques. Les produits à l'étude comprennent les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les chlorophénols, les pesticides, les polybromobiphényles (P.B.B.), les polychlorobiphényles (P.C.B.), les phtalates et d'autres produits persistants qui peuvent se révéler toxiques

(OMOE/OMAF, 1981). Contrairement aux produits organiques naturels qui abondent dans les eaux résiduaires brutes, bon nombre des composés organiques synthétiques résistent à la biodégradation et persistent dans les boues et les eaux usées traitées.

Le ministère de l'Environnement a dressé une Liste d'étude des produits chimiques toxiques suspects et d'intérêt prioritaire comprenant 150 composés ou groupes de composés. Cette liste a été établie à partir des listes sur les polluants d'intérêt prioritaire du ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, du ministère de l'Environnement, du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs et de l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (E.P.A.). La liste des polluants d'intérêt prioritaire de l'E.P.A. identifie 114 produits organiques. Ces derniers pénètrent dans le système d'égouts à partir de sources domestiques et industrielles et peuvent s'accumuler dans les boues. Ces substances peuvent être nocives pour les humains et les animaux pour au moins une des raisons suivantes:

a) Elles sont peu hydrosolubles et ne peuvent se déplacer facilement dans le sol.

b) Elles sont relativement stables dans le sol, car elles résistent à la dégradation microbienne.

c) Elles sont liposolubles et s'accumulent dans les tissus.

d) Elles remontent la chaîne alimentaire (sol-plantes-animaux-hommes).

e) Elles sont très toxiques pour les mammifères; un bon nombre d'entre elles sont cancérogènes, mutagènes et tératogènes.

Sauf dans le cas des polychlorobiphényles (P.C.B.) on ne possède guère de données sur les taux et le devenir de produits organiques toxiques dans les eaux usées traitées et les boues d'épuration épandues au Canada. Cependant, Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario ont récemment entrepris des études visant à élaborer des méthodes analytiques couvrant la vaste gamme des produits organiques toxiques et à doser leurs teneurs dans des échantillons prélevés dans le milieu.

Les P.C.B. contenus dans les eaux usées se concentrent dans les boues au cours du traitement (Shannon *et al.*, 1976). L'épandage de certaines boues en Ontario a provoqué un accroissement faible mais significatif des teneurs en P.C.B. des sols; cependant, l'absorption de ces produits par les plantes n'a pu être prouvée (Webber *et al.*, 1983). Les P.C.B. sont absorbés par voie intestinale chez l'humain et l'animal; des études effectuées sur des animaux ont montré que ces composés étaient mutagènes, tératogènes et cancérogènes (Santé et Bien-être social Canada, 1979). Les teneurs en d'autres produits organiques toxiques des eaux usées traitées et des boues d'épuration au Canada sont mentionnées aux chapitres 7 et 8, respectivement, du présent manuel, mais on ne dispose d'aucune donnée sur leur absorption par les cultures.

Après l'épandage, les substances organiques sont photo-oxydées, volatilisées et biodégradées, ce qui peut modifier fortement leur structure et leur toxicité. Vu l'abondance des composés présents, il est impossible de généraliser leur capacité de redistribution dans les plantes. Cependant, on sait que certains composés organiques toxiques sont absorbés dans les plantes par les racines et qu'ils subissent une redistribution vers les parties aériennes des plantes (Majeti et Clark, 1981). En général, leurs concentrations dans les plantes ne sont qu'une fraction de celles présentes dans le sol.

5.3.1 Produits chimiques organiques présents dans les eaux usées traitées

Des études effectuées par Environnement Canada sur les effluents des installations de traitement des eaux usées au Canada ont révélé la présence d'un certain nombre de produits chimiques organiques toxiques à de faibles teneurs (chapitre 7). Les doses de la plupart des

composés décelés étaient comprises entre 1 µg/l et 10 µg/l. Il s'agit le plus souvent de composés organiques volatils comme le chloroforme et le benzène, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, de chlorophénols et de phtalates. On ignore l'importance de ces faibles teneurs en produits organiques toxiques en cas d'irrigation avec les eaux usées.

5.3.2 Produits chimiques organiques présents dans les boues d'épuration

Une étude effectuée par Environnement Canada sur les produits organiques chimiques contenus dans les boues des installations de traitements des eaux résiduaires au Canada révèle la présence de nombreux composés à des taux de 3 à 4 ordres de grandeur supérieurs aux teneurs des effluents. Les composés les plus susceptibles de s'accumuler sont, semble-t-il, les phtalates, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les composés chlorés (voir chapitre 8). On ignore l'importance de ces composés en cas d'utilisation des boues.

5.3.3 Résumé

On ne connaît que de façon incomplète l'évolution des polluants organiques présents dans les eaux usées et les boues épandues sur le sol. Même si on n'a pas encore démontré leurs effets nocifs pour l'homme, ils font l'objet d'une surveillance continuelle. Des programmes de recherche ont été entrepris au Canada et aux États-Unis, afin d'élaborer des méthodes de dosage des composés organiques toxiques dans des échantillons prélevés dans l'environnement et de déterminer leur évolution et leurs effets. Il y aurait lieu d'analyser périodiquement les substances épandues sur les terres agricoles afin de s'assurer qu'il n'existe aucune contamination excessive accidentelle ou intentionnelle, des eaux usées. Il faudrait également monter un dossier des épandages effectués.

5.4 ORGANISMES PATHOGÈNES

L'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration présente un risque de contamination des animaux et des plantes, car les eaux usées brutes (eaux d'égout non traitées) renferment des organismes pathogènes. Le nombre d'organismes pathogènes dans les eaux d'égout varie selon la concentration de ces eaux et le nombre de personnes qui participent à la contamination des eaux à une période donnée. Au Canada, on a montré, par exemple, que le nombre d'entérovirus présents dans les eaux usées augmentait en été et en automne, lorsque ces infections étaient largement répandues chez le grand public (Subrahmanyan, 1977).

Il existe très peu de données prouvant que les maladies sont transmises par l'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration sur le sol. On a principalement relié la transmission de maladies à l'homme à la suite de programmes d'épandage d'eaux usées brutes sur les terres. On a montré que certaines maladies étaient transmises aux animaux après l'épandage d'eaux usées non traitées et partiellement traitées.

Les organismes pathogènes susceptibles de contaminer les humains et les animaux pénètrent dans les eaux d'égout d'origine urbaine selon diverses sources. Les humains atteints de maladies entériques constituent une source importante. Les autres sources sont les effluents des abattoirs, des installations d'équarrissage et des laiteries, ainsi que des excréments d'animaux jetés dans les toilettes, les cours ou les rues, qui atteignent les égouts en raison du drainage des eaux superficielles. Les techniques de traitement des eaux usées permettent de diminuer le nombre

d'organismes pathogènes, mais il est largement prouvé que ces eaux usées traitées et les boues d'épuration renferment des quantités décelables de la plupart des agents pathogènes. On classe les organismes pathogènes en bactéries, virus, helminthes et protozoaires (tableau 10).

La présente section identifie et examine les organismes pathogènes auxquels on peut s'exposer par l'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration sur les terres agricoles; il évalue, dans la mesure du possible, les répercussions pour la santé des travailleurs, celle du grand public et celle des animaux et des plantes; il propose enfin des plans de gestion destinés à réduire les risques.

5.4.1 Bactéries

Les *Salmonella* constituent vraisemblablement le groupe le plus important de bactéries pathogènes associées à l'épandage d'eaux usées traitées et des boues d'épuration. Il existe plus de 1700 types de *Salmonella* spp. qui peuvent être délétères pour les humains et les animaux. Cette bactérie pathogène est la plus largement répandue dans l'environnement et est souvent à l'origine de maladies au Canada. Le rapport hebdomadaire sur les maladies publié par le ministère de la Santé nationale et du Bien-être social fait état de plus de 7000 cas de salmonellose diagnostiqués annuellement, et ce nombre peut représenter seulement 1 p. 100 de tous les cas (Vanderpost et Bell, 1977). Il doit y avoir un grand nombre d'organismes pour causer une infection chez un adulte en bonne santé (tableau 11); les *Salmonella* sont responsables de diverses maladies comme la gastro-entérite, la septicémie, la fièvre entérique et, plus rarement, la méningite et la mort. Ces maladies peuvent être transmises à l'homme par l'eau, les aliments (y compris la viande, la volaille, les produits laitiers, les légumes, les fruits et les céréales), par les animaux ou par d'autres êtres humains.

Des êtres humains et des animaux qui semblent en bonne santé peuvent être porteurs de *Salmonella* après s'être remis d'une infection aiguë, c'est pourquoi il est possible d'isoler fréquemment ces organismes dans des eaux d'égout domestiques provenant de centres urbains importants. En outre chez l'homme, la salmonellose dépend dans une large mesure du grand réservoir que constituent les animaux infectés et provient généralement de l'ingestion de viande contaminée par des matières intestinales plutôt que d'une contamination primaire des tissus.

Environ 80 p. 100 à 90 p. 100 des salmonelles présentes dans les eaux usées sont éliminées avec les boues au cours du traitement primaire. Un traitement secondaire suffisant, la désinfection des effluents et la digestion anaérobie des boues assurent des teneurs en salmonelles suffisamment faibles pour permettre l'épandage.

La shigellose est une maladie se manifestant par une diarrhée aiguë qui affecte environ 2000 Canadiens chaque année. Elle sévit fréquemment dans des institutions ou dans un milieu socio-économique défavorisé. En dehors de l'homme, *Shigella* n'infeste généralement pas les animaux. Ces organismes sont également transmis à l'homme par la nourriture, l'eau ou le contact avec d'autres personnes, même si la dose infectieuse est plus faible que celle de *Salmonella* (tableau 11). Toutefois, comme *Shigella* tend à survivre assez mal dans l'environnement et n'est pas un pathogène important des animaux domestiques, cet organisme présente, semble-t-il, un danger moindre pour la santé que *Salmonella* en ce qui concerne l'épandage.

Même si *Escherichia coli* est généralement présent dans les intestins des humains et dans ceux de nombreux animaux, certains types, notamment les sérotypes entéropathogènes, peuvent être la cause d'une grave diarrhée chez les enfants, et de gastroentérites et d'infections urinaires chez les adultes. Cet organisme a été à l'origine de nombreuses poussées d'infections en raison d'une contamination de l'eau potable (Geldreich, 1972). *E. coli* ne peut généralement pas

TABLEAU 10
Organismes susceptibles au Canada de contaminer les eaux d'égout et les boues d'épuration d'origine urbaine*

Organismes	Maladies	Hôtes
BACTÉRIES		
Salmonella (1700 types)	Fièvre typhoïde, fièvre paratyphoïde, entérite, salmonellose, intoxication alimentaire	Homme, animaux domestiques et sauvages, oiseaux
Shigella	Shigellose (dysentrie)	Homme
Escherichia coli (types entéropathogènes)	Gastro-entérite	Homme, animaux domestiques
Clostridium	Gangrène gazeuse, tétanos, botulisme, intoxication alimentaire	Animaux, poissons
Leptospira	Leptospirose	Homme, animaux domestiques et sauvages
Mycobacterium	Tuberculose, granulome de la peau	Homme, animaux domestiques et sauvages
Pseudomonas	Infection locale	Homme
Yersinia enterocolitica	Gastro-entérite épidémique	Homme, animaux domestiques et sauvages, animaux inférieurs
VIRUS		
Entérovirus		
Poliovirus (3 types)	Paralysie, méningite, fièvre	Homme
Virus Coxsackie A	Pharyngite vésiculeuse, maladie des voies respiratoires, méningite, fièvre	Homme
Virus Coxsackie B (6 types)	Myocardite, anomalies cardiaques congénitales, éruptions, fièvre, méningite	Homme
Nouveaux entérovirus (4 types)	Méningite, encéphalite, maladie des voies respiratoires, conjonctivite aiguë, fièvre	Homme
Hépatite A	Hépatite infectieuse	Homme, autres primates
Vecteurs, de type virus, de gastro-entérite (2 types)	Épidémie Norwalk, vomissement et diarrhée, fièvre	Homme
Rotavirus (famille des réoviridés)	Vomissement et diarrhée épidémiques, principalement chez les enfants	Homme, animaux domestiques
Réovirus (3 types)	Non clairement établi	

*Tableau établi d'après Carrington (1978), Anon. (1979), WHO Scientific Group (1979), Robinson (1980), OMOE (1980).

TABLEAU 10 (suite)

Organismes	Maladies	Hôtes
Adénovirus (plus de 30 types)	Maladie des voies respiratoires, infections oculaires	Homme
Parvovirus (virus adéno-associé, 3 types)	Associé avec une maladie des voies respiratoires chez l'enfant; étiologie non clairement établie	Homme
PROTOZOAIRES		
Balantidium coli	Balantidiase	Homme, porc
Etamoeba histolytica	Amibiase	Homme
Giardia lamblia	Giardiase	Homme, animaux domestiques sauvages
HELMINTHES		
Nématodes (Ascaris)		
Ascaris lumbricoides	Ascaridiase	Homme, porc?
Ancylostoma duodenale	Ankylostomiase	Homme
Necator americanus	Nécatoriose	Homme
Ancylostoma briziliense	Larva migrans cutanée	Chat
Ancylostoma caninum	Larva migrans cutanée	Chien
Enterobius vermicularis	Oxyurose	Homme
Strongyloides stercoralis	Strongyloïdose	Homme, chien
Toxocara cati (ascaris du chat)	Larva migrans viscérale	Carnivores
Toxocara canis	Larva migrans viscérale	Carnivores
Trichurius trichiura (tricocéphale)	Trichocéphalose	Homme
Cestodes		
Taenia saginata	Taeniase	Homme
Taenia solium	Taeniase	Homme
Hymenolepis nana	Taeniase	Homme, rat
Echinococcus granulosis	Echinococcose uniloculaire	Chien
Echinococcus multilocularis	Hydatide alvéolaire	Chien, carnivores

recommencer à se développer de façon importante dans l'environnement, et il est sensible à la plupart des procédés de désinfection. Il ne devrait pas poser de problème majeur en cas d'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration.

Les bactéries motiles hélicoïdales du groupe *Leptospira* provoquent la leptospirose chez l'homme en pénétrants dans l'organisme à la suite de coupures ou d'écorchures. Cette maladie peut se manifester par des infections aiguës des reins, du foie et du système nerveux central. Outre l'homme, la bactérie attaque les animaux domestiques et sauvages. Même si la maladie peut se déclarer à tout moment, en Amérique du Nord, la plupart des poussées sont

TABLEAU 11
Doses infectieuses médianes de certains organismes pathogènes chez l'humain (Sorber, 1982)

Organismes	Dose infectieuse 50 p. 100	Voie d'absorption
Salmonella spp.	$10^5 - 10^8$	Orale
Shigella	$10^1 - 10^2$	Orale
Entamoeba coli	10 - 100	Orale
Giardia lamblia	1 - 10	Orale
Poliovirus 3 (Fox)	4 ($DICT_{50}$)	Tubage gastrique
Poliovirus 1 (Sabin)	72 ($DICT_{50}$)	Orale
Echo virus 12	35 (UFP)	Orale
Virus coxsackie A21	28 ($DICT_{50}$)**	Nasale
Adenovirus 4	1 ($DICT_{50}$)	Nasale

* Études effectuées sur des adultes en bonne santé, sauf celles sur les poliovirus qui l'ont été sur des enfants en bonne santé.
DICT: Dose infectieuse des cultures tissulaires.
UFP: Unités formatrices de plaques.
** On a constaté que la dose infectieuse était pratiquement égale à la dose provoquant la maladie.

survenues à la suite de baignades dans des eaux polluées (Geldreich, 1972). L'urine d'animaux contaminés est vraisemblablement à l'origine du nombre élevé de *Leptospira* dans des eaux prévues pour la baignade. La présence de cet organisme est, estime-t-on, plus préoccupante dans les déchets d'animaux que dans les égouts domestiques. Il s'agit d'un anaérobie strict, sensible aux stress de l'environnement et qui ne devrait pas bien survivre sur le sol.

Les *Mycobacteria* sont à l'origine, chez l'homme, de tuberculose, d'ulcères cutanés et de lèpre, et, chez l'animal, de tuberculose pouvant s'accompagner, entre autres complications, d'avortement, d'une diminution de la production lactée et d'un faible gain de poids. L'infection peut survenir à la suite de l'ingestion ou de l'inhalation des bacilles présents dans les expectorations, le lait, ou les sécrétions d'animaux ou d'humains infectés. Il se produit rarement d'infection imputable des eaux ou à des déchets contaminés, vraisemblablement parce que la longue période d'incubation dans le cas de la tuberculose empêche de déterminer la source de contamination. Les caractéristiques les plus alarmantes des mycobactéries présentes dans les eaux usées traitées épandues sur le sol sont leur très grande résistance à la désinfection et à l'inactivation dans l'environnement. Elles peuvent persister durant de nombreux mois dans les eaux usées traitées, et leur survie est favorisée par une faible température de l'eau et par des teneurs élevées en matières organiques. Il n'existe guère de données prouvant une augmentation du taux d'infection à la suite d'un épandage.

5.4.2 Virus

On sait qu'il existe dans les eaux d'égout brutes une grande diversité de virus provenant de l'excrétion et des sécrétions de personnes contaminées. Les virions ne peuvent se répliquer à l'extérieur des cellules de l'hôte; il n'existe donc aucune possibilité de réplication dans les eaux usées. La plupart des virus sont spécifiques à un hôte, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas

transmissibles d'une espèce à l'autre, à l'exception, peut-être, des réovirus dont on a isolé des sérotypes identiques chez différents animaux (entre autres, les bovins et les porcs) et les rotavirus, dont les souches animales et humaines présentent des similitudes.

Les virus sont généralement associés aux matières solides et se concentrent dans les boues primaires et dans les boues activées. Ils ont une résistance modérée à la chloration; dans certaines conditions où la diminution des coliformes fécaux peut atteindre 99,9 p. 100 à 99,9998 p. 100, le pourcentage de diminution des virus n'est que de 90 p. 100 à 99 p. 100 (Berg et Metcalf, 1978). D'après les résultats d'une autre étude, *E. coli* est 400 fois plus sensible que le poliovirus à l'acide hypochloreux (Scarpino *et al.*, 1972). Les virus étudiés jusqu'à présent résistent quelque peu à la digestion des boues mésophiles mais peuvent être éliminés par traitement thermique et par formation de compost. Le rayonnement solaire, la prédation et l'adsorption sur des particules diminuent encore plus le risque de contamination virale par un épandage (tableau 12) même si ces organismes peuvent se déplacer sur une distance de 1,4 m à travers un sol à texture fine (Moore *et al.*, 1981).

Peu de résultats expérimentaux montrent que les virus présentent un danger pour la santé à la suite de l'épandage d'eaux usées traitées ou de boues. Même si, en théorie, un seul virion peut infecter un homme ou un animal (tableau 11), il faut en réalité des teneurs beaucoup plus élevées pour provoquer une maladie décelable. Dans de nombreux cas, le système immunitaire des individus en bonne santé empêche la réplication du virus, de sorte que seule une infection subclinique survient.

5.4.3 Helminthes

Les helminthes, sont des vers parasites des intestins. Leur présence dans les boues d'égout fait l'objet de préoccupations surtout en raison de la taille, de la densité et de la résistance des oeufs dans l'environnement. Les organismes importants peuvent être classés en deux groupes distincts: les nématodes (vers cylindriques) et les cestodes (vers plats de forme rubanée). Même si les helminthes ne causent pas d'affections graves, les laboratoires provinciaux de la Colombie-Britannique (Bowner, 1979) ont dénombré des helminthes isolés en laboratoire dans des intestins humains, pour la période de 1976 à 1978; ils ont obtenu les résultats suivants: *Trichuris trichiura*, 2545; *Ascaris Lumbricoïdes*, 725; *Strongyloïdes*, 189; espèces de *Taenia*, 28; *Hymenolepis nana*, 287. On a rapporté des données semblables dans d'autres provinces (Laird *et al.*, 1980).

Les nématodes constituent un groupe important d'organismes dont le cycle ne nécessite pas d'hôte animal intermédiaire et qui sont transmissibles aux hommes et aux animaux. Les nématodes les plus importants sont mentionnés au tableau 10. Les boues constituent un vecteur pour les espèces *Ascaris* et *Toxocara* (WHO, 1981). Parmi elles, il faut surtout se préoccuper d'*Ascaris lumbricoides*, qui peut parasiter le petit intestin de l'homme, car ses oeufs sont parmi les entités biologiques les plus résistantes dans les boues d'épuration. On a fait état d'une survie de ces oeufs dans le sol pouvant atteindre 7 ans (tableau 12), même si elle est en général plus courte.

En Alberta, une étude portant sur les oeufs de nématodes après épandage de boues à la surface du sol a montré que la plupart d'entre eux pouvaient se retrouver dans la couche supérieure du sol sur une épaisseur de 2,5 cm (Lehman *et al.*, 1981). La répartition des oeufs n'était pas aléatoire, car il existait des "poches" de densité élevée. La teneur moyenne des oeufs par kilogramme de sol a diminué de plus de 70 p. 100 par année au cours d'une phase de l'étude, même si la justesse des données obtenues peut être remise en question en raison de la faible efficacité de

TABLEAU 12
Temps de survie des micro-organismes pathogènes dans les plantes et le sol*

Organisme	Milieu	Temps de survie (jours)
Coliformes	Surface du sol	38
	Légumes	35
	Herbe et trèfle	6 - 34
Streptocoques	Sol	35 - 63
Streptocoques fécaux	Sol	26 - 77
Salmonella typhi	Sol	1 - 120
	Sol	< 1 - 68
Salmonella, autres que *typhi*	Sol	15 - > 280
	Légumes et fruits	3 - 49
Shigella	Légumes	2 - 10
	Herbe (eaux d'égout brutes)	42
Mycobacterium tuberculosis	Sol	> 180
	Pâturage (avec épandage de fumier)	60 - 180
Oeuf d'*Ascaris*	Sol	jusqu'à 7 ans
	Légumes et fruits	27 - 35
Kystes d'*Entamoeba histolytica*	Sol	6 - 8
	Légumes	< 1 - 3
Larves d'*Ancylostoma*	Sol	15 - 42
Entérovirus	Sol	8 - 12
	Légumes	4 - 6

* D'après Bruge et Marsh (1978), Anon. (1978), Anon. (1979).

récupération inhérente à la méthode (récupération de 4 p. 100 à 8 p. 100). La plupart des parasites trouvés étaient au stade d'oeufs provenant d'animaux domestiques où prédominaient les strongyloïdes (nématodes gastro-intestinaux), et où les ascarides (*Toxocara, Ascaris,* et *Toxascaris*) étaient moins nombreux.

Il n'existe pas d'estimation précise des teneurs et des types de nématodes décelés dans les boues au Canada. Lehman *et al.* (1981) ont fait état des teneurs suivantes en helminthes des boues digérées: 500 à 2000 strongyloïdes par litre, 0 à 500 *Ascaris* spp. par litre, 0 à 500 *Taenia* spp. par litre. Ils ont également trouvé dans les boues traitées en bassin les teneurs suivantes en helminthes: 14 000 à 110 000 strongyloïdes par kilogramme de masse sèche; 0 à 2000 *Ascaris* spp. par kilogramme, 0 à 2000 *Toxocara* spp. par kilogramme. Graham (cité dans Vajdic, 1978) a isolé régulièrement des oeufs viables de *Trichuris* et d'*Ascaris* spp. dans des boues digérées provenant du sud de l'Ontario à des teneurs de 20 à 40 par litre et 20 à 280 par litre, respectivement. Arthur *et al.* (1981) ont rapporté, en fonction de la masse sèche, la quantité de nématodes trouvés en Illinois dans des boues traitées en bassin et ayant subi une digestion anaérobie durant 14 jours (35 °C): 2030 *Ascaris* spp. par kilogramme, 1728 *Toxocara* spp. par kilo-

gramme, 478 *Toxascaris leonina* par kilogramme et 360 *Trichurus* spp. par kilogramme. Les quatre genres ont été capables de donner des embryons (20 p. 100 à 64 p. 100) après digestion anaérobie.

L'infection par des nématodes se produit à la suite d'un contact direct ou de l'ingestion de boues ou de sol renfermant des oeufs. Ce facteur, s'ajoute à une diminution progressive du nombre d'oeufs après exposition dans l'environnement pour garantir qu'un épandage approprié de boues traitées à des fins agricoles ne présente vraisemblablement pas de risque de contamination pour l'homme.

Les cestodes, *Taenia saginata* (boeuf) et *T. solium* (porc) sont particulièrement dangereux pour la santé s'ils sont présents dans les boues épandues. Dans les deux cas, l'homme est l'hôte final, l'hôte intermédiaire étant un animal. Les cestodes adultes logent dans les intestins des personnes infectées, et jusqu'à un million d'oeufs peuvent être déversés quotidiennement dans les segments gravides. Une fois ingérés par un hôte intermédiaire (un animal), ces oeufs éclosent dans l'intestin, et les larves migrent dans les muscles du squelette où elles forment des cysticerques. La consommation de viande infestée insuffisamment cuite permet alors à ces organismes de terminer leur cycle vital chez l'homme.

Le traitement classique des eaux usées n'élimine pas le danger de contamination des animaux imputable aux oeufs de cestodes présents dans les effluents traités et les boues d'épuration, même si la digestion anaérobie peut inactiver jusqu'à 97 p. 100 de ces oeufs dans les boues (Burge et Marsh, 1978). On a signalé des cas d'infection du bétail lorsque les pâturages avaient été irrigués accidentellement avec des eaux d'égout brutes (Greenberg et Dean, 1958). La durée de survie des oeufs de cestodes n'a pas été bien étudiée, mais elle dépend certainement de l'humidité, de l'ensoleillement et d'autres facteurs environnementaux. Certaines données indiquent qu'ils ne peuvent plus infester les veaux, 17 à 18 semaines environ après l'épandage de boues d'épuration sur les herbages (WHO, 1981).

5.4.4 Protozoaires

Il existe quelques espèces de protozoaires entéropathogènes excrétés par les individus contaminés (tableau 10), qui se retrouvent dans les eaux d'égouts brutes. Leurs kystes, à l'instar des oeufs d'helminthes, résistent aux stress causés par les désinfectants et l'environnement; on en a trouvé des quantités importantes dans les boues d'épuration aux États-Unis (Little, 1980). Il semble y avoir peu de danger immédiat pour l'homme lorsque des boues contenant des protozoaires enkystés sont épandues sur des sols agricoles, mais il existe un faible risque d'ingestion par les animaux si le sol est utilisé comme pâturage trop peu de temps après l'épandange des boues.

5.4.5 Qualité biologique des eaux usées traitées

La qualité microbiologique d'un effluent dépend du type et de l'efficacité du procédé d'épuration des eaux d'égout, ainsi que des teneurs initiales en organismes pathogènes des eaux usées brutes. Comme on ne mesure pas directement la teneur en agents pathogènes, on procède à une numération d'un organisme indicateur pour vérifier la qualité de l'effluent. Bien que l'on considère que le nombre de coliformes fécaux contenus dans l'eau d'irrigation doit être inférieur à 200 à 1000 par 100 ml environ, des teneurs atteignant 54 000 par 100 ml ont été utilisées à Taber (Alberta) (Bole, 1975) sans effets nocifs apparents. Les coliformes fécaux constituent, estime-t-on, un indicateur plus fiable de la qualité d'un effluent que les coliformes totaux en raison de leur plus grande spécificité pour la pollution fécale; cependant, on ne peut les

considérer comme un indicateur fiable de la présence de virus, de kystes ou d'oeufs, car ils sont beaucoup plus sensibles à la chloration et à d'autres stress environnementaux que l'ensemble des coliformes. Ainsi, des teneurs élevées en coliformes fécaux (et d'autres indicateurs bactériens comme les streptocoques fécaux) peuvent indiquer la présence possible d'organismes pathogènes, mais leur absence ne signifie pas nécessairement l'absence d'agents pathogènes.

On a montré que le pompage pourrait diminuer les teneurs en bactéries des effluents traités (Biederbeck, 1979), mais on ne dispose guère de données relatives aux effets sur les virus, les kystes et les oeufs. Dans le cas d'une irrigation par aspersion, la formation d'aérosols et son transport par le vent sont particulièrement préoccupants pour la santé. Des virus entériques pathogènes ont été décelés à 100 m d'endroits irrigués (Teltsch *et al.*, 1980), tandis que des bactéries entériques ont été retrouvées à 350 m dans la direction du vent (Katzenelson et Teltsch, 1976). Il est possible de réduire la formation d'aérosols et le transport en sélectionnant judicieusement le matériel d'aspersion de façon à minimiser la dispersion par le vent. Généralement, on interdit toute irrigation de cette nature lorsque la vitesse du vent est élevée. Le rayonnement solaire et le dessèchement des gouttelettes d'aérosol permettent d'inactiver la plupart des organismes pathogènes dans des conditions idéales, mais on estime qu'il est prudent d'utiliser des zones tampons pour séparer les zones d'irrigation des zones habitées.

Une fois sur le sol, la plupart des organismes entériques finissent par être inactivés car ils sont soumis aux stress naturels de l'environnement. Un nombre relativement faible de ces micro-organismes (seulement les bactéries et les champignons) peut proliférer dans le sol. La plupart sont soumis à l'action des rayons ultraviolets, des prédateurs, de la dessication et des températures défavorables, et il est impossible de les déceler au moyen de techniques microbiologiques classiques (Bell et Bole, 1976). Le tableau 12 indique certaines durées de survie caractéristiques des micro-organismes pathogènes. Chez les bactéries *Salmonella* et *Mycobacterium*, des survies de l'ordre de 200 jours ne sont pas rares. La survie de certains oeufs d'helminthes est remarquable, jusqu'à sept ans selon certains rapports.

La contamination par des organismes pathogènes présents dans les eaux d'irrigation se fait essentiellement par contact, inhalation d'aérosols, consommation d'eau provenant d'une couche aquifère contaminée et consommation de parties végétales ou animales contaminées par l'eau d'irrigation. Une excellente étude retraçant des poussées d'infestations a été publiée par Parsons *et al.*, (1975). Elle indique que, dans la plupart des cas, elles peuvent être associées à une contamination évidente par des matières fécales ou par des eaux d'égouts brutes. Plusieurs études importantes ont été effectuées en vue de déterminer si l'irrigation était à l'origine d'une augmentation des maladies chez la population exposée. En 1976, Katzenelson et ses collaborateurs ont fait état d'une augmentation des maladies entériques dans un kibboutz d'Israël où l'on avait irrigué le sol avec des eaux usées partiellement traitées n'ayant subi aucune désinfection. Cependant, une autre étude effectuée dans la même région n'a pas révélé les mêmes résultats (Shuval et Fattal, 1980). D'autres études épidémiologiques portant sur des aérosols d'eaux usées ont été effectuées, fréquemment dans une région voisine d'une installation d'épuration des eaux usées (Camann *et al.*, 1980; Johnson *et al.*, 1980; Sekla *et al.*, 1980). Ces études, entre autres, permettent de conclure que le risque de maladies causées par les aérosols d'eaux usées est faible, si les effluents reçoivent un traitement approprié. Cependant, des prévisions épidémiologiques soigneusement contrôlées n'ont été réalisées que récemment, et leur sensibilité reste assez limitée (Cabelli *et al.*, 1976).

Si l'on tient compte de ces aspects microbiologiques, il est essentiel de ne pas utiliser d'effluents pour irriguer des produits susceptibles d'être consommés crus, et il y a lieu d'être

TABLEAU 13
Directives relatives à la qualité de l'eau d'irrigation utilisée à des fins agricoles (Parson *et al.*, 1975; OMOE, 1978)

Juridiction	Qualité acceptable de l'eau
Canada (Alberta)	Dans le cas des cultures potagères, la moyenne géométrique ne doit pas être supérieure à 1000 coliformes fécaux par 100 ml, ni être supérieure à ces chiffres dans plus de 20 p. 100 des échantillons; cette moyenne ne doit jamais être supérieure à 2400 coliformes totaux par 100 ml.
Canada (Ontario)	La qualité de l'eau d'irrigation doit satisfaire aux normes permettant de nager et de se baigner (l'eau ne doit pas être source de maladies; le nombre de coliformes fécaux doit être inférieur à 100 par millilitre; le nombre de coliformes totaux doit être inférieur à 1000 par millilitre).
États-Unis (Californie)	Dans le cas des grandes cultures, la qualité de l'eau doit être au moins comparable à celle de l'effluent primaire. L'eau d'irrigation des parcs et d'autres terrains d'accès public doit subir une désinfection suffisante (N.P.P. moyen < 23 coliformes totaux par 100 ml).
États-Unis (Caroline du Nord)	Dans le cas des fruits et des légumes, le nombre des coliformes fécaux ne doit pas dépasser une moyenne logarithmique de 1000 par 100 ml durant une période de 30 jours, ni 2000 par 100 ml dans plus de 20 p. 100 des échantillons.
États-Unis (Géorgie)	Le nombre de coliformes fécaux ne doit pas être supérieur à 1000 par 100 ml sur une période de 30 jours, ou à 40 000 par 100 ml dans plus de 5 p. 100 des échantillons.
États-Unis (Massachusetts)	Le nombre de bactéries coliformes ne doit pas être supérieur en moyenne à 1000 par 100 ml sur une période d'un mois, ni à 2400 par 100 ml dans plus de 20 p. 100 des échantillons.
États-Unis (Minnesota)	L'eau d'irrigation utilisée pour les plantes, la végétation et les cultures maraîchères ne doit pas renfermer plus de 5000 N.P.P. de coliformes totaux par 100 ml.
États-Unis (Nebraska)	Pour l'irrigation de terres agricoles, la moyenne géométrique ne doit pas dépasser 10 000 coliformes totaux ou 2000 coliformes fécaux par 100 ml. Le nombre de coliformes totaux ne doit pas être supérieur à 20 000 et celui des coliformes fécaux à 4000 par 100 ml dans au moins 80 p. 100 des échantillons.
Organisation mondiale de la santé	On a supposé que l'irrigation non contrôlée de cultures avec des effluents d'eaux d'égout dont la qualité bactériologique est de 100 coliformes par 100 ml ne présente que peu de danger pour la santé. Selon les estimations, un traitement primaire des eaux d'égout était suffisant, si ces dernières étaient utilisées pour irriguer des cultures qui n'étaient pas directement destinées à la consommation humaine; l'irrigation de produits agricoles nécessite un traitement primaire et secondaire, suivi de préférence d'une filtration ou d'un polissage et d'une désinfection.

prudent lors de leur épandage sur des plantes directement consommées par l'homme, même si c'est généralement après cuisson.

Le tableau 13 présente un résumé des directives canadiennes et américaines et des directives de l'O.M.S. sur la qualité de l'eau d'irrigation. La plupart des juridictions précisent soit les techniques de traitement à utiliser, soit les teneurs liminaires des indicateurs bactériens (coliformes totaux et (ou) fécaux) à ne dépasser en aucun cas. Même si des teneurs faibles d'indicateurs bactériens n'indiquent pas nécessairement l'absence de pathogènes, elles permettent de surveiller l'efficacité du traitement. L'expérience a montré qu'un traitement approprié des effluents allié à une bonne gestion peut empêcher les risques de contamination importante. Dans certains cas précis (par exemple, dans les régions où l'on prévoit que le public pourrait être exposé, soit directement par contact ou indirectement par l'irrigation de cultures fruitières) on pourrait utiliser des eaux usées qui ont subi une épuration très poussée, suivie d'une désinfection. Cette méthode, utilisée en Californie, peut s'appliquer à d'autres régions arides où la localisation et la mise en valeur des sources d'eau douce sont difficiles et coûteuses.

5.4.6 Qualité biologique des boues d'épuration

La qualité des boues d'épuration dépend en grande partie du type des eaux d'égout, du procédé d'épuration et des traitements ultérieurs subis. Une étude récente (Dudley *et al.*, 1980) a examiné toute la gamme de bactéries présentes dans les boues d'épuration ayant subi une digestion anaérobie à charge élevée et à charge normale et des bactéries présentes dans d'autres boues traitées en bassin après digestion anaérobie. D'après les résultats, un grand nombre d'organismes possiblement pathogènes ont persisté dans les boues traitées. Des études réalisées par Subrahmanyan (1977) portant sur 101 boues digérées en Ontario ont révélé que 16 p. 100 de ces dernières renfermaient encore des virus pathogènes pour l'homme. Un bon nombre de données indiquent la persistance et la survie à long terme des oeufs d'helminthes et des kystes de protozoaires dans les boues brutes et traitées (Little, 1980; Shloten et Young, 1975; Parsons *et al.*, 1975; Laird *et al.*, 1980; Arthur *et al.*, 1981).

Il existe plusieurs méthodes de stabilisation et de diminution des organismes pathogènes pour traiter les boues destinées à l'épandage. La digestion anaérobie, accompagnée ou non de lagunage prolongé permet une bonne inactivation des pathogènes. Cependant, des méthodes mécaniques consistant à chauffer les boues jusqu'à environ 70 °C sont plus efficaces, mais elles ne sont pas utilisées au Canada (tableau 14). La plupart des méthodes de désinfection réduisent de façon efficace le nombre de bactéries et de virus, tandis que les oeufs d'*Ascaris* diminuent de façon appréciable seulement s'ils sont soumis à des températures supérieures à 50 °C pendant au moins une heure (Robinson, 1980).

La survie des organismes dans les boues épandues est comparable à celle des organismes présents dans les eaux usées traitées (tableau 12), mais les matières solides présentes dans les boues peuvent avoir un effet protecteur (comme dans le cas de l'inclusion de virus à l'intérieur d'agrégats). Le traitement à la chaux des boues a comme effet un pH élevé, ce qui détruit une grande proportion des virus et des bactéries.

L'exposition aux organismes pathogènes présents dans les boues peut survenir par contact direct ou par ingestion de légumes, de fruits ou d'eau contaminés. En outre, la consommation de viande ou de produits laitiers provenant d'animaux exposés à ces organismes peut contaminer l'homme. Par certains côtés, l'exposition aux organismes pathogènes présents dans les boues est plus limitée que celle provenant de l'irrigation avec des effluents. La dérive d'aéro-

TABLEAU 14
Inactivation des organismes pathogènes obtenue à l'aide de divers procédés de stabilisation des boues (Farrell et Stern, 1975)

Procédé	Efficacité		
	Désactivation	Pouvoir de putréfaction	Odeur
Digestion anaérobie	Assez bonne	Bon	Bonne
Digestion aérobie	Assez bonne	Bon	Bonne
Traitement à la chaux	Bonne	Assez bon	Bonne
Pasteurisation (70 °C)	Excellente	Médiocre	Mauvaise
Rayonnement ionisant	Excellente	Médiocre	Mauvaise
Traitement thermique (195 °C)	Excellente	Médiocre	Mauvaise
Compostage (60 °C)	Bonne	Bon	Bonne
Lagunage prolongé de boues digérées	Bonne	—	—

sols, par exemple, ne pose pas de problème, ni le fait que l'on épande généralement les boues sur les cultures au cours de la saison de croissance alors qu'elles pourraient se fixer sur les plantes.

Le degré de risque pour la santé est déterminé dans une large mesure par le type et le nombre d'organismes pathogènes dans les boues, la quantité épandue, le climat, les conditions du sol et l'utilisation ultérieure des terres. Une étude d'une durée de trois ans portant sur les infections virales chez les fermiers exposés à des boues d'eaux d'égout, effectuée par Hamparian *et al.* (1982) a permis de conclure que le risque de contamination virale était minime. Peu de rapports font état d'une contamination humaine imputable à l'épandage de boues, même si l'on a signalé au moins un cas d'infection par des cestodes provenant d'animaux en pâture sur des terres traitées avec des boues digérées (Braude *et al.*, 1978). L'injection souterraine des boues traitées plutôt que leur épandage permettrait de minimiser les risques d'exposition par contact, mais il y aurait lieu d'effectuer des travaux plus poussés sur la survie des agents pathogènes.

Un résumé des directives internationales régissant l'épandage des boues est présenté au tableau 15. Malgré certaines différences, tous les types d'épandage nécessitent généralement une digestion, une stabilisation ou une désinfection. Le patûrage n'est pas autorisé avant une période assez longue, essentiellement à cause de la survie des oeufs d'helminthes. Le respect de ces directives et de directives semblables combiné à une bonne gestion des boues et des terres permet, estime-t-on, de minimiser les risques de contamination pour les animaux et les hommes.

5.4.7 Résumé

Les organismes qui entraînent le plus grand risque de contamination lorsqu'on épand des eaux usées et des boues sont les *Salmonella*, en raison de leur prévalence et de leur caractère pathogène, les *Ascaris*, en raison de l'extrême résistance de leurs oeufs, les *Taenia*, en raison de l'exposition du bétail et les virus qui résistent à la désactivation, pénètrent dans le sol et sont difficiles à surveiller. Malgré les préoccupations mentionnées dans ce chapitre, on ne possède guère de données prouvant que l'irrigation par des eaux usées ou l'épandage de boues d'épuration soient

à l'origine de poussées infectieuses, si le traitement et l'épandage ont été soigneusement effectués et contrôlés. Il faudrait toutefois entreprendre des études plus poussées et exercer une surveillance constante pour empêcher la contamination des humains.

TABLEAU 15
Lignes directrices régissant l'épandage de boues d'épuration sur des terres agricoles (Commission of European Communities, 1981; Alberta Environment, 1982).

Juridiction	Directives sur les types de boues autorisées
Canada (Alberta)	Seules sont acceptables les boues digérées ou stabilisées ou les boues stockées pendant plus de six mois ou celles où la perte au feu est de moins de 60 p. 100 des matières solides totales. On recommande de ne pas faire paître les animaux pendant les trois années qui suivent l'épandage. Ne pas utiliser la terre pour la culture du tabac, des racines comestibles ou des produits alimentaires qui se mangent crus.
Canada (Ontario)	Seules les boues digérées ou stabilisées sont acceptables. Le sol ne doit pas être utilisé pour les cultures fruitières ou maraîchères, ou pour le patûrage pendant une période de six mois après l'épandage pour le mouton et le porc et pendant une période de deux mois pour les chevaux, les vaches laitières et les bovins.
Danemark	Il est interdit d'utiliser des eaux d'égout brutes. Seules les boues stabilisées sont autorisées dans les parcs, sur les terres arables, les cultures industrielles et les patûrages. Les boues contenant des déchets d'abattoir doivent être désinfectées si on veut les utiliser sur les patûrages ou sur les cultures qui se consomment crues.
États-Unis (E.P.A.)	Les boues doivent subir un procédé destiné à éliminer les organismes pathogènes (traitements chimique, physique, biologique ou thermique). Les boues renfermant des déchets d'hôpitaux doivent être pasteurisées, irradiées, compostées, stockées à long terme, ou leur pH doit être amené à 12. Un traitement plus poussé est nécessaire si l'on prévoit cultiver des plantes destinées à la consommation humaine dans les dix-huit mois.
États-Unis (Wisconsin)	Il est interdit d'utiliser des boues brutes, de cultiver des tubercules de plantes ou d'autres produits qui se mangent crus dans les quatres années qui suivent l'épandage. Il faut attendre deux mois après l'épandage pour faire paître les vaches laitières et deux semaines pour les autres animaux.
Finlande	Il est interdit d'utiliser des boues brutes. Les boues stabilisées par traitement biologique ou à la chaux ou par compostage sont autorisées dans les parcs, sur les sols arables et les cultures industrielles, mais elles ne sont pas recommandées sur les patûrages ni sur les cultures destinées à être mangées crues.
Norvège	Les boues brutes ne sont pas recommandées. Les boues stabilisées par traitement biologique ou à la chaux sont autorisées dans les parcs, sur les sols arables et les cultures industrielles, mais il faut attendre deux ans pour faire paître des animaux ou pour cultiver des plantes destinées à être consommées crues. Les boues transformées en compost ou ayant subi un traitement thermique sont généralement acceptables.

Juridiction	Directives sur les types de boues autorisées
Pays-Bas	Seules les boues traitées peuvent être utilisées sur les pâturages, et il faut attendre une période de six semaines avant le pâturage.
Royaume-Uni	Les boues brutes ne peuvent être utilisées que pour la production de fourrage pour les animaux et de produits alimentaires qui se mangent cuits. Sur les herbages, il faut attendre une certaine période entre l'épandage et le patûrage: six mois pour les boues non traitées et trois semaines pour les boues traitées. On ne doit pas semer de salades dans les douze mois suivant l'épandage de boues.
Suède	Les boues brutes peuvent être incorporées immédiatement dans les sols arables éloignés des régions peuplées. Les boues stabilisées sont autorisées sur les sols arables. Les boues désinfectées sont autorisées pour tous les usages agricoles et horticoles.
Suisse	On ne doit utiliser que des boues pasteurisées sur les herbages durant la saison de croissance, sinon il faut utiliser des boues stabilisées.

6 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX CULTURES

6.1 Introduction

L'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration permet de recycler des ressources et de réaliser un profit sur les cultures commercialisables. L'épandage d'eaux usées peut être réglé de façon à satisfaire les besoins des cultures en éléments nutritifs et en eau. Les boues peuvent fournir des éléments nutritifs nécessaires à la croissance des plantes et les matières organiques pour la préparation du sol. Selon les méthodes d'épandage des effluents, la couverture végétale permet de limiter l'érosion.

Cependant, l'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration peut entraîner des problèmes de production: inondation, verse, salinité, contamination microbienne et présence d'une trop grande quantité d'éléments nutritifs. De bonnes méthodes de gestion permettent d'éviter bon nombre de ces problèmes.

Le présent chapitre traite des avantages et des risques de l'épandage, à des fins agricoles, d'eaux usées traitées et de boues d'épuration d'origine urbaine.

6.2 EXIGENCES RELATIVES À LA PRODUCTION AGRICOLE

Tout système de production agricole doit tenir compte de deux facteurs essentiels soit les besoins en éléments nutritifs et en eau.

6.2.1 Éléments nutritifs

Les principaux éléments nutritifs nécessaires à la croissance végétale sont l'azote, le phosphore et le potassium. Ces éléments peuvent être renouvelés dans le sol par la culture de légumineuses qui fixent l'azote atmosphérique ou par l'épandage d'un engrais chimique, de déchets de ferme comme du fumier et de déchets d'origine urbaine comme les effluents municipaux et les boues d'épuration. L'addition d'oligo-éléments n'est généralement pas nécessaire, car on les trouve en quantités suffisantes dans la plupart des sols; cependant l'épandage d'effluents peut entraîner des carences.

L'absorption de l'azote et du phosphore par les plantes dépend du type de culture, du rendement et de la quantité récoltée. Les éléments nutritifs que le sol a perdu après la récolte doivent être remplacés si l'on veut maintenir la productivité. L'absorption d'éléments nutritifs par certaines plantes est donnée au tableau 16.

6.2.2 Eau

L'eau est essentielle à la croissance végétale. La quantité d'eau nécessaire varie selon l'endroit et le type de culture. Pour une croissance optimale, les besoins en eau non satisfaits par les précipitations naturelles doivent être suppléés par une irrigation. Le besoin d'irrigation est généralement défini comme la différence entre la perte possible d'eau par évapotranspiration et la quantité d'eau fournie par les précipitations. Le tableau 17 indique les besoins caractéristiques en eau de certaines plantes cultivées dans les Prairies canadiennes.

TABLEAU 16
Éléments nutritifs perdus dans les grains et la paille (Alberta Farm Guide, 1976)

Culture	Rendement (t/ha)	Éléments nutritifs perdus (kg/ha)		
		N	P	K
Blé	2,7	95,2	13,4	51,5
Orge	3,2	100,8	12,3	51,5
Avoine	3,2	112,0	14,6	71,7
Herbe	6,7	96,3	16,8	138,9
Luzerne	9,0	277,8	19,0	159,0
Maïs	13,4	155,7	29,1	117,6
Pomme de terre	33,6	252,0	28,0	302,4

TABLEAU 17
Besoins en eau de certaines cultures (Korven and Randall, 1975)

Culture	Besoins en eau (mm)			
	Besoins d'irrigation		Consommation d'eau	
	Sud de l'Alberta	Sud de la Saskatchewan	Sud de l'Alberta	Sud de la Saskatchewan
Luzerne	40	51	66	66
Luzerne et brome		45		61
Graminées de prairies	30		61	
Blé farineux	25		48	
Blé vitreux	25	33	45	53
Avoine	23		40	
Orge	25	33	40	48
Lin	13	38		
Maïs	20		51	

Remarque. - La consommation d'eau par les cultures inclut l'eau des précipitations + l'eau d'irrigation pour satisfaire les besoins.
Les données pour le sud de l'Alberta portent sur onze années (de 1950 à 1961) et sont tirées de Sonmor (1963).
Les données pour le sud de la Saskatchewan portent sur cinq années et sont tirées de Pohjakas *et al.* (1967).

Des cartes indiquant le déficit en humidité du sol ont été élaborées pour le Canada pour faciliter la planification de l'irrigation et déterminer les besoins maxima en eau des plantes (Sly, 1977). Pour ce faire, on a émis les hypothèses suivantes:

a) La période allant de mai à septembre est la période de croissance des plantes à la grandeur du Canada.

b) La teneur en eau du sol au début de la saison est égale à la capacité au champ. Comme cette hypothèse n'est pas toujours vraie dans les régions semi-arides, des quantités supplémentaires d'eau peuvent être nécessaires.

c) La consommation d'eau des cultures est égale à l'évapotranspiration potentielle, définie comme la perte maximale d'eau sous forme de vapeur, dans un climat donné, par des plantes qui disposent d'une quantité suffisante d'eau.

La figure 15 est une carte du Canada montrant les besoins saisonniers en eau dans des régions où l'humidité du sol est maintenue sur une épaisseur de 10 cm et où la probabilité de précipitations est de 50 p. 100. Pour la conception des projets, on trouvera plus de détails dans l'ouvrage de référence (Sly, 1977).

Le sud des Prairies et les vallées intérieures de la Colombie-Britannique sont les régions où l'irrigation a le plus d'effets (Oosterveld et Nicholaichuk, 1983): l'accroissement de la production peut atteindre 400 p. 100. Dans les Prairies, la mise sur pied de réseaux d'irrigation est limitée par le stockage de l'eau à l'échelle régionale. En Ontario, l'irrigation présente un intérêt économique pour suppléer les précipitations à la condition que l'on dispose d'une source d'eau locale. Dans les parties les plus humides du Canada, soit les cinq provinces de l'Est, la mise sur pied d'un réseau d'irrigation est généralement limitée à des productions spéciales ou aux cultures maraîchères et fruitières, lorsqu'un petit accroissement du rendement peut justifier le coût des systèmes d'irrigation.

Tanner (1974) affirme que le rendement maximal est lié à une transpiration maximale. Cette dernière peut être obtenue grâce à une irrigation qui comble le déficit entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle. Des modèles informatisés ont été élaborés pour indiquer les exigences optimales d'irrigation. Il existe des techniques financières informatisées qui permettent d'optimaliser l'utilisation de l'eau pour la croissance végétale (*Irrigation Scheduling Conference*, 1981).

6.3 FACTEURS DE TOLÉRANCE DES CULTURES

L'épandage de quantités excessives d'eaux usées et de boues peut perturber la production agricole et entraîner ainsi une diminution de la croissance, un retard de maturité, la verse et une diminution de la qualité des cultures. Il faut considérer plusieurs facteurs avant d'épandre des eaux usées et des boues, entre autres, la tolérance des plantes aux éléments nutritifs, aux métaux lourds, à un excès d'eau et à la salinité.

6.3.1 Éléments nutritifs

Les effets d'un excès d'éléments nutritifs sont différents des problèmes causés par les sels ou les métaux lourds, car la croissance végétale en requiert des quantités importantes. La plupart des problèmes reliés à un épandage d'engrais excessif ou inopportun proviennent généralement de l'azote. Un excès d'azote peut provoquer la verse des plantes et une croissance végétative excessive (par exemple, une croissance excessive du feuillage de la pomme de terre et une diminution de la production). La surabondance d'azote entraîne aussi une diminution de la teneur en sucre de la betterave à sucre. Les charges d'azote dans les boues et les eaux usées épandues doivent correspondre aux besoins en azote de l'espèce cultivée.

Un excès de nitrates dans les cultures fourragères peut entraîner la formation d'oxyde nitreux, le gaz d'ensilage. En milieu clos, ce gaz peut être mortel pour l'homme et les

Figure 15
Besoins d'irrigation (en centimètres) au Canada si la probabilité de précipitations est de 50 p. 100, et si l'humidité est retenue dans le sol sur 10 cm (bon stockage) (Sly, 1977)

animaux d'élevage. Le plus souvent, l'ingestion de nitrates excédentaires est toxique pour les animaux. Les nitrates peuvent être convertis en nitrites, qui, après absorption, peuvent réagir avec l'hémoglobine et provoquer une méthémoglobinémie ou une cyanose. Cette maladie se traduit par une incapacité de l'hémoglobine à transporter l'oxygène et entraîne souvent la suffocation des animaux. L'accumulation de nitrates dans les tissus végétaux varie selon le type de plante, les conditions de croissance, le stade de croissance et l'apport d'engrais.

Les solutions pour contrecarrer l'effet d'un épandage excessif et inopportun d'azote consistent entre autres à éclaircir les plantes, à les soumettre à un stress entre les périodes d'irrigation et à diluer les effluents avec de l'eau d'irrigation normale. On peut choisir des plantes peu susceptibles d'accumuler les nitrates. Par exemple, Ryan *et al.* (1972) ont montré que le brome et(ou) le phalaris roseau avaient moins tendance à accumuler les nitrates que le dactyle pelotonné et la fétuque des prés.

Un excès de phosphore n'est pas, estime-t-on, phytotoxique, mais il peut provoquer des carences en Ca, Zn, Fe ou Mn. Ces carences en oligo-éléments peuvent être corrigées par addition d'engrais chimiques.

Le potassium n'est généralement pas toxique pour les végétaux ou ceux qui les consomment. Il est généralement présent à des teneurs faibles ou modérées dans les eaux usées traitées et les boues, c'est pourquoi il ne devrait pas causer de problèmes de toxicité, même si un déséquilibre en éléments nutritifs peut survenir. Des teneurs élevées en nitrates et en potassium seraient à l'origine d'une diminution de l'absorption du magnésium par les fourrages et donc d'une carence en magnésium chez les brebis et les vaches laitières.

6.3.2 Métaux lourds

L'absorption de quantités excessives de métaux lourds par les plantes est nocive et peut diminuer leur croissance. Une phytotoxicité grave peut tuer les plantes. Parmi les éléments les plus courants dans les déchets organiques, seuls Zn, Cu et Ni sont susceptibles d'être phytotoxiques en cas d'épandage inopportun d'eaux usées ou de boues. Étant donné que le pH influe fortement sur la sorption de ces métaux par le sol, il a un effet prépondérant sur leur solubilité (voir le cas du cadmium à la figure 16) et sur leur phytotoxicité. Un excès de Cu et de Ni peut endommager les racines des plantes; une toxicité provoquée par ces éléments se manifeste généralement par un jaunissement des jeunes feuilles (chlorose) en raison d'une carence en Fe. La redistribution du zinc vers les feuilles est plus facile que celle du Cu et du Ni. Même si le Zn peut endommager les racines et provoquer la chlorose, sa toxicité se manifeste habituellement par des dommages aux feuilles plus anciennes et par une diminution de la croissance végétale, car il perturbe les processus biologiques.

La culture de plantes sensibles sur des sols amendés par une quantité importante de compost de déchets (Purves et Mackenzie, 1974) ou par l'épandage d'eaux usées dont la teneur en bore était supérieure à une valeur souhaitable ont mis en évidence la toxicité de ce métal.

La plupart des légumes et des légumineuses sont assez sensibles aux métaux dans des sols acides. Les tolérances des plantes aux métaux (tirés d'études effectuées en serre avec des boues) sont données au tableau 18 (Chaney et Giordano, 1977; Foy *et al.*, 1978).

L'U.S.D.A. (1978) a élaboré des recommandations relatives aux quantités maximales de Zn, de Cu et de Ni qu'il est possible d'épandre sans risque de phytotoxicité sauf lorsque le pH est faible. Il conseille à l'agriculteur d'ajouter du calcaire pour maintenir un pH $>$ 6,5 et empêcher ainsi la toxicité.

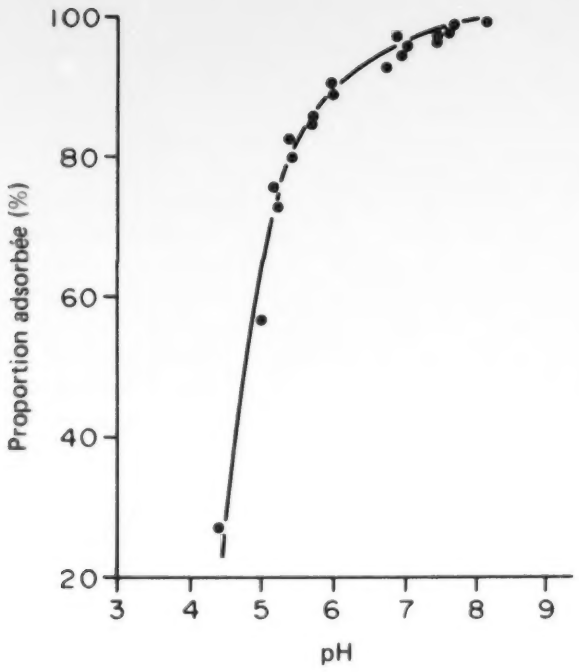


Figure 16
Adsorption du Cd par le sol en fonction du pH

TABLEAU 18
Sensibilité relative de diverses cultures aux métaux lourds (Chaney, 1982)

Plante très sensible	Plante sensible	Plante tolérante	Plante très tolérante
Trèfle de Lombardie	Moutarde	Avoine	Maïs
Trèfle hybride	Trèfle intermédiaire	Dactyle pelo-	Herbe de Soudan
Coronille variée	et trèfle incarnat	tonné	Brome inerme
Luzerne "Arc"	Luzerne	Brome japonais	Fétuque rouge "Merlin"
Mélilot blanc	Lupin bleu	Foin	
Mélilot jaune	Lotier corniculé	Agrostide blanche	
Eragrostide	Veste velue	Herbe aux bisons	
Eragrostide de Lehman	Soja	Fétuque des prés	
Rhexia	Fléole des prés	Fétuque rouge	
	Agrostide commune	Pâturin des prés	
	Ray-grass anglais		
	Agrostide stolonifère		

Le cadmium (Cd) est le métal lourd qui fait l'objet des plus grandes préoccupations. Il est extrêmement toxique, et on ne lui connaît aucun rôle biologique. Au cours de la dernière décennie, on s'est de plus en plus intéressé à la présence de Cd dans l'environnement, car elle a été à l'origine de dommages aux tubes urinifères et d'emphysème pulmonaire chez certaines personnes. Le Cd s'accumule dans le foie et les reins, et le danger possible que représentent pour la santé de l'homme et des animaux des teneurs élevées en cadmium des plantes préoccupe davantage que sa phytotoxicité. L'absorption du cadmium varie beaucoup d'une culture à l'autre comme l'indique la figure 17; cependant, ce métal devient phytotoxique à des teneurs plusieurs fois supérieures à celles qui posent un problème en cas d'ingestion par des personnes ou des animaux. Par conséquent, si les effluents et les boues ont une teneur importante en cadmium, il faut régler le taux d'épandage de façon à réduire la pénétration de cet élément dans la chaîne alimentaire.

6.3.3 Excès d'eau

Un excès d'eau dans la rhizosphère peut diminuer la croissance végétale et influer sur les activités agricoles. Les bénéfices que l'on peut retirer de l'élimination d'un excès d'eau ont été résumés par Van't Woudt et Hagan (1957). Le drainage favorise habituellement une croissance végétale plus importante et plus précoce, ce qui constitue un avantage pour l'épandage d'eaux usées, si l'objectif est d'utiliser ces dernières. Ceci permet en outre d'accroître la quantité d'eau à épandre sans diminuer le rendement.

Dans le cas où un excès d'eau peut poser un problème, il faut choisir des plantes qui tolèrent l'inondation. Parmi les graminées, le phalaris roseau, les ray-grass et la fétuque des prés ont des tolérances élevées à l'humidité. Dans les terres inondables, les massettes (*Typha* spp.) et les scirpes des lacs (*Scirpus* spp.) peuvent être utilisées.

6.3.4 Sels

La tolérance des plantes à la salinité est généralement exprimée en fonction de la conductivité électrique de l'extrait à saturation du sol de la rhizosphère dans lequel on a constaté une diminution du rendement. On calcule la diminution relative par rapport au rendement obtenu en conditions non salines. Ainsi, la tolérance à la salinité est fonction des conditions de croissance. Il est impossible de déterminer les tolérances absolues qui reflètent les réactions physiologiques inhérentes aux plantes, en raison des interactions nombreuses des plantes, de l'eau du sol et des facteurs environnementaux qui influent sur la capacité de tolérance des plantes.

Afin de minimiser l'ambiguïté découlant de l'interprétation de résultats obtenus à partir de profils de salinité non uniformes, la plupart des données sur la tolérance des plantes à la salinité proviennent d'essais réalisés sur des parcelles de terres rendues artificiellement salines, où la salinité était maintenue pratiquement uniforme sur toute la profondeur de la rhizosphère par irrigation des parcelles avec des eaux salines de façon à avoir une fraction de lessivage très élevée. Moss et Hoffman (1977) du Salinity Laboratory des États-Unis ont fait une étude de tout ce qui a été publié sur la tolérance des cultures à la salinité. D'après eux, le rendement des cultures ne diminue généralement pas de façon significative avant d'atteindre un seuil de salinité à partir duquel le rendement diminue de façon linéaire. La relation est exprimée par la formule suivante:

$$Y = 100 - (C.E._e - A)B$$

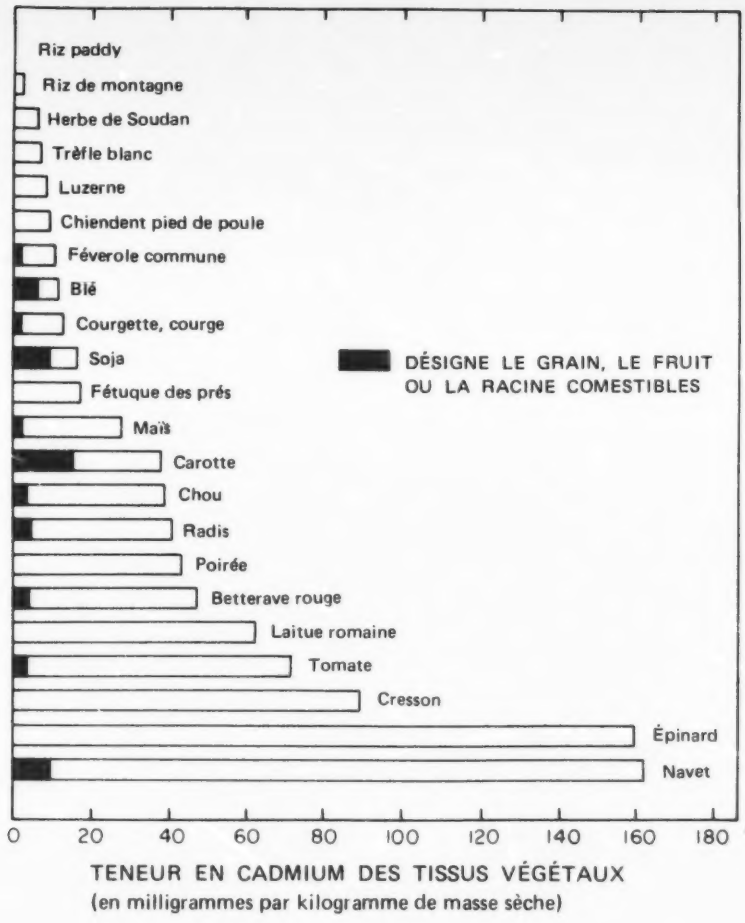


Figure 17
Accumulation de cadmium dans différentes plantes

Remarque. - On a fait pousser les cultures sur du loam limoneux d'un sol calcaire de Domino sur lequel on a épandu 1 p. 100 en masse sèche de boues d'eaux d'égout enrichies de cadmium (1 000 p.p.m. de Cd) de façon que le sol amendé renferme 10 p.p.m. de cadmium. Lorsque les tissus végétaux généralement consommés ne sont pas les feuilles, leur teneur en cadmium est indiquée par une barre pleine; le cadmium présent dans les feuilles est indiqué par une barre vide (feuilles de navet = 163 p.p.m. de Cd). Tiré de Chaney et Hornick, 1978, d'après Bingham *et al.*, 1975, 1976a et 1976b).

où Y est le rendement relatif (en pourcentage), $C.E._e$ est la salinité moyenne du sol, exprimée en fonction de la conductivité de l'extrait à saturation, A est la salinité liminaire, et B est la pente de la droite représentant la diminution du rendement en fonction de l'accroissement de la salinité. Si la salinité est inférieure à la valeur liminaire, le rendement reste égal à 100 p. 100. De cette

façon, on a établi trois catégories correspondant aux trois catégories de tolérance des plantes: modérément sensible, modérément tolérante et tolérante.

Un tableau des tolérances à la salinité pour les principales plantes cultivées dans les Prairies utilise cette classification et les valeurs disponibles (tableau 19). Il faut bien se rendre compte que les données de ce tableau sont limitées, car elles ont été recueillies dans des conditions expérimentales où la salinité a été maintenue uniforme sur tout le profil du sol. On a maintenu continuellement dans le profil du sol une quantité d'eau suffisante (quoique saline). Pour appliquer ces données aux conditions prévalant sur le terrain où la répartition de la salinité n'est pas uniforme, il y a lieu de connaître les effets de la salinité sur les plantes, effets qui varient selon la profondeur. Dans les Prairies, des chercheurs ont constaté que la diminution du rendement due à la salinité était généralement sous-estimée.

Le lessivage est nécessaire pour empêcher l'accumulation de sels lorsque l'eau d'irrigation est de mauvaise qualité. La proportion de l'eau épandue qui s'écoule en dessous de la rhyzosphère est désignée couramment sous le nom de fraction de lessivage (F.L.). En général, un drainage naturel qui laisse s'écouler 15 p. 100 de l'eau à travers la rhizosphère est suffisant. Le besoin minimal de lessivage $B.L._{min.}$ (quantité minimale d'eau s'écoulant par lessivage nécessaire pour que la salinité de la rhizosphère soit inférieure à la salinité maximale tolérée par les plantes) est calculée selon l'équation:

$$B.L._{min.} = \frac{C.E._{ei}}{(2)\quad C.E._{e}\ max.}$$

où $C.E._{ei}$ est la salinité de l'eau d'irrigation et $C.E._{e}$ max. est la salinité maximale tolérée par les plantes. On utilise un facteur de 2 pour convertir la teneur en sels de l'extrait à saturation en teneur en sels de la solution du sol à la capacité au champ.

La diminution prévue du rendement en fonction de la salinité de l'eau d'irrigation a été calculée dans le cas de la luzerne (tableau 20), du blé (tableau 21) et de l'orge (tableau 22), en se basant sur une salinité uniforme sur tout le profil du sol et sur les données concernant la tolérance à la salinité présentées au tableau 19.

Selon des études antérieures, il est possible d'utiliser de l'eau dont la C.E. est inférieure à 3 dS/m pour irriguer les principales plantes cultivées dans les Prairies (à l'exception des plus sensibles) avec un rendement voisin de 85 p. 100 à 100 p. 100. Même si une eau dont la C.E. dépasse 3 dS/m convient bien pour irriguer la plupart des plantes tolérantes aux sels, des problèmes peuvent survenir, si l'agriculteur décide de cultiver une plante moins tolérante pour s'adapter aux fluctuations du marché. Dans le cas où l'on doit émettre une autorisation d'irrigation avec des eaux usées, il serait conseillé de limiter la C.E. à moins de 3 dS/m.

La principale culture irriguée dans les Prairies est celle de la luzerne. La quantité d'eau nécessaire pour irriguer cette plante tout en se conformant à une fraction de lessivage de 0,15 est d'environ 70 cm dans le sud de l'Alberta et de la Saskatchewan. Si la hauteur réelle des précipitations est de 18 cm, il faut ajouter 52 cm d'eau d'irrigation pour maintenir un rendement voisin de 12 t/ha. Cette hauteur de précipitations diluerait, estime-t-on, l'eau d'irrigation de 30 p. 100.

TABLEAU 19
Tolérance à la salinité des principales plantes cultivées dans les Prairies canadiennes

Modérément sensible				Modérément tolérante				Tolérante			
Plante	A*	B**	$C.E._e$*** max.	Plante	A	B	$C.E._e$ max.	Plante	A	B	$C.E._e$ max.
Luzerne	2,0	7,3	15,5	Orge (fourrage)	6,0	7,1	20	Orge (grains)	8,0	5,0	28
				Brome	—	—	—	Agropyre Fairway	7,5	6,9	22
Maïs (fourrage)	1,8	7,4	15,5	Phalaris roseau	—	—	—	Agropyre élevé	7,5	4,2	31,5
Maïs (grain)	1,7	12	10	Avoine	—	—	—				
Lin	1,7	12	10	Graines de colza	—	—	—	Betterave à sucre[b]	7,0	5,9	24
								Élyme de Russie	—	—	—
				Lotier corniculé	—	—	—	Élyme de l'Altaï	—	—	—
				Blé[a]	6,0	7,1	20				
				Agropyre à crête	3,5	4,0	13,5				
				Agropyre grêle	—	—	—				

* Salinité, exprimée en fonction de la $C.E._e$ en dS/m, à partir du moment où le rendement a diminué (seuil).
** Diminution du rendement (en pourcentage) par unité d'accroissement de la salinité au delà du seuil.
*** $C.E._e$ maximale est la salinité maximale tolérée par les plantes (dS/m).
[a] Plante moins tolérante durant la levée et au stade de plantule. La $C.E._e$ ne doit pas dépasser 4 dS/m à 5 dS/m.
[b] Plante sensible durant la germination. La $C.E._e$ ne doit pas dépasser 3 dS/m.

TABLEAU 20

Estimations de la diminution du rendement en luzerne (en pourcentage) selon la salinité de l'eau d'irrigation

Salinité de l'eau d'irrigation (dS/m)	Besoin minimal de lessivage $B.L._{min.}$	Fraction de lessivage (F.L.)			
		0,1	0,2	0,3	0,4
1,0	0,04	0	0	0	0
2,0	0,07	8	3	0	0
3,0	0,10	19	12	7	5
4,0	0,13	–*	20	15	12
5,0	0,16	–	29	22	18

* Il n'est pas recommandé que la fraction de lessivage soit moins élevée que le besoin minimal de lessivage.

TABLEAU 21

Estimations de la diminution du rendement en blé (en pourcentage) en fonction de la salinité de l'eau d'irrigation

Salinité de l'eau d'irrigation (dS/m)	Besoin minimal de lessivage $B.L._{min.}$	Fraction de lessivage (F.L.)		
		0,1	0,2	0,3
5	0,13	0	0	0
6	0,15	9	0	0
7	0,18	17	7	2
8	0,20	26	14	9
9	0,23	–*	21	15

* Il n'est pas recommandé que la fraction de lessivage soit moins élevée que le besoin minimal de lessivage.

TABLEAU 22

Estimations de la diminution du rendement en orge (en pourcentage) en fonction de la salinité de l'eau d'irrigation

Salinité de l'eau d'irrigation (dS/m)	Besoin minimal de lessivage $B.L._{min.}$	Fraction de lessivage (F.L.)			
		0,1	0,2	0,3	0,4
6	0,13	7	0	0	0
7	0,15	–	2	0	0
8	0,18	–	8	0	0
9	0,20	–	14	5	1
10	0,23	–	20	10	5

* Il n'est pas recommandé que la fraction de lessivage soit moins élevée que le besoin de lessivage minimal.

6.4 QUALITÉ DES CULTURES

6.4.1 Sols nutritifs

Au Canada, les données sur la qualité des cultures après l'épandage d'eaux usées traitées et de boues d'épuration sont limitées. La composition chimique des fourrages irrigués avec des eaux usées a été étudiée à Swift Current (voir Annexe D) et à Taber (Bole et Bell, 1978). La qualité des céréales et des fourrages sur lesquelles on a épandu des boues a été surveillée à Edmonton, Calgary, Guelph et Burlington.

Les teneurs en azote et en phosphore des fourrages irrigués avec des eaux usées était au moins aussi élevées que celles des fourrages irrigués par des méthodes classiques à Swift Current (tableau 23). Les teneurs en azote et en phosphore de la luzerne ont subi des variations considérables selon la période de coupe et les méthodes de gestion.

Dans une autre étude effectuée à Taber (Bole et Bell, 1978), on a irrigué différentes cultures fourragères avec des eaux usées avec ou sans engrais. La teneur en azote de la luzerne était le double de celle des graminées après amendement avec des eaux usées sans engrais, et encore plus élevée après amendement avec des eaux usées avec engrais. L'absorption d'azote par toute les plantes fourragères était supérieure aux quantités contenues dans l'engrais et les eaux usées (tableau 24). Les quantités de phosphore présentes dans les eaux usées ou dans l'engrais étaient supérieures à l'absorption par la plante. La teneur en P des fourrages (0,32 p. 100 à 0,34 p. 100) est demeurée la même quand on a ajouté un engrais phosphoré; l'absorption du P était donc fonction du rendement.

Dans l'étude effectuée à Taber, la luzerne présentait la teneur en protéines la plus élevée. Le phalaris roseau avait une teneur en protéines supérieure à celle des autres graminées (tableau 25). L'addition d'un engrais azoté et phosphoré n'a pas modifié les teneurs en protéines des cultures fourragères irriguées avec des eaux usées.

Comme on s'y attendait dans le cas d'essais d'amendements, les teneurs en N (indice de la teneur en protéines) et en P (tableau 26) ont augmenté avec l'épandage de boues sur la luzerne et sur l'orge (McCoy, 1977). La seule exception était la teneur en P des grains d'orge qui tendait à diminuer à mesure que les quantités de boues épandues augmentaient. On considère que les teneurs en éléments nutritifs trouvées dans les fourrages et les céréales ne présentent aucun danger.

6.4.2 Métaux lourds

McCoy (1977), Webber *et al.* (1980), Soon *et al.* (1978) et Lutwick et Graveland (1983) ont étudié l'absorption des métaux lourds par les plantes à la suite de l'épandage de boues. Ces études ont été effectuées à Guelph et à Burlington pour l'est du Canada et à Calgary et Edmonton, pour l'ouest du Canada.

Dans l'ouest du Canada, on a créé des parcelles expérimentales pour déterminer les effets de l'épandage de boues d'eaux d'égout sur le rendement et la composition chimique de plusieurs cultures. On a épandu au hasard des boues d'épuration d'eaux d'égout sur des parcelles de terres à des taux de 9,1 t/ha, 13,7 t/ha et 22,9 t/ha à Calgary, de 7,5 t/ha, 10 t/ha et 20 t/ha à Edmonton. Des échantillons de sol, de boues et de plantes ont été prélevés pour doser les constituants mentionnés aux tableaux 26 et 27.

Les résultats de l'étude d'une durée d'un an effectuée à Calgary (McCoy, 1977) sur des échantillons de sol brun foncé ont révélé un accroissement important de la teneur en Pb de la paille d'orge (tableau 28), mais aucun effet sur les teneurs en Zn, en Cu, en Mn, en Fe, en Ni ou en Cd des céréales. Les teneurs en zinc étaient légèrement moins élevées dans les céréales que dans la paille d'orge à maturité.

TABLEAU 23
Teneur en éléments nutritifs de la luzerne irriguée à Swift Current (1973-1981)

	Luzerne irriguée avec des effluents	Luzerne irriguée avec de l'eau de ruisseau
Azote (%)	2,3 - 4,1	2,3 - 3,8
Phosphore (%)	0,19 - 0,36	0,18 - 0,30
Protéines brutes (%)	14,8 - 25,4	14,4 - 23,9

TABLEAU 24
Absorption moyenne d'azote en quatre ans par des fourrages irrigués avec des eaux usées (Bole et Bell, 1978)

		Fourrages				
Traitement	N épandu	Luzerne (kg/ha)	Phalaris roseau (kg/ha)	Brome (kg/ha)	Élyme de l'Altaï (kg/ha)	Agropyre élancé (kg/ha)
Eaux usées	97	270	124	123	106	100
Eaux usées avec engrais	153	282	193	186	167	145

TABLEAU 25
Teneur moyenne en protéines des fourrages (Bole et Bell, 1978)

	Luzerne		Phalaris roseau		Brome		Élyme de l'Altaï		Agropyre élancé	
	1re coupe (%)	2e coupe (%)	1re coupe (%)	2e coupe (%)	1re coupe (%)	2e coupe (%)	1re coupe (%)	2e coupe (%)	1re coupe (%)	2e coupe (%)
Eaux usées	21,6	18,9	15,9	12,5	13,4	13,4	11,8	11,3	12,3	12,0
Eaux usées avec engrais	21,9	17,0	17,6	12,5	15,2	13,1	13,8	11,9	13,0	11,9

L'étude effectuée à Edmonton en 1978 consistait à épandre des boues sur des sols noirs au taux de 20 t/ha. On a observé une augmentation du rendement au cours de la première et de la deuxième coupe de 1,2 t/ha et 2,5 t/ha de luzerne, respectivement (tableau 29). Les teneurs en zinc et en Mg ont augmenté dans la première coupe mais pas dans la seconde. Les deux coupes n'ont présenté aucune modification des teneurs en Ni, en Cd, en Pb, en Cu, en Ca, en K et en Fe (Lutwick et Graveland, 1983).

TABLEAU 26
Teneur en azote et en phosphore de certaines plantes à la suite de l'épandage des boues (McCoy, 1977)

Plante	Épandage de boues (t/ha)	N (%)		P (%)	
		1re coupe	2e coupe	1re coupe	2e coupe
Luzerne	0	2,9	3,2	0,2	0,2
	7,5	3,4	3,3	0,2	0,2
	10	3,8	3,8	0,3	0,3
	20	4,1	3,0	0,3	0,3
		Grain	Paille	Grain	Paille
Orge	0	2,2	0,7	0,3	0,04
	9,1	2,5	0,9	0,2	0,04
	13,7	2,5	0,8	0,2	0,03
	22,9	2,6	1,0	0,2	0,04

TABLEAU 27
Teneur en métaux de la paille d'orge à la suite de l'épandage de boues à Calgary (McCoy, 1977)

Métal	Teneur en métaux (mg/kg)			
	Aucun épandage	Épandage de boues à raison de 9,1 t/ha	Épandage de boues à raison de 13,7 t/ha	Épandage de boues à raison de 22,9 t/ha
Zn	10	21	15	23
Cu	3,7	4,0	2,7	3,0
Mn	20	14	18	26
Fe	37	47	42	55
Pb	0,50*	$0,62_a$	$0,67_a$	$0,70_a$
Ni	0,2	0,3	0,2	0,5
Cd	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

* Dans les rangées, les moyennes suivies de la même lettre ou non suivies d'une lettre ne diffèrent pas de façon importante (P = 0,05) selon le *New Multiple Range Test* de Duncan.

Ces deux études doivent être complétées par une surveillance suivie pour déterminer les effets à long terme de l'épandage de boues sur la qualité des fourrages.

Dans l'est du Canada, on a fait des études sur l'épandage de boues à différents endroits, entre autres, à Guelph, à Burlington et dans la région de Halton sur des cultures de plein champ et des cultures maraîchères diverses.

Une étude au lysimètre effectuée à Burlington a révélé de grandes différences de teneurs en métaux lourds entre les différentes cultures (Webber et Monks, 1981). Le sarrazin et

TABLEAU 28
Teneur en métaux des grains d'orge et rendement à la suite de l'épandage de boues à Calgary (McCoy, 1977)

Métal	Teneur en métaux (mg/kg)			
	Aucun épandage	Épandage de boues à raison de 9,1 t/h	Épandage de boues à raison de 13,7 t/ha	Épandage de boues à raison de 22,9 t/ha
Zn	43	49	42	47
Cu	6,0	6,0	5,2	5,2
Mn	15	14	13	14
Fe	67	42	47	40
Pb	0,17	0,20	0,23	0,23
Ni	0,18	0,09	0,09	0,05
Cd	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Rendement	1,30 t/ha	1,12 t/ha	1,60 t/ha	1,21 t/ha

la poirée renfermaient les teneurs les plus élevées, suivis par le soja et la laitue romaine, le blé et le dactyle pelotonné. L'épandage de boues augmentait généralement les teneurs en Cd, en Zn et en Cu des cultures, mais on n'a constaté aucun effet cohérent sur les teneurs en Ni, en Pb et en Cr.

Les études au lysimètre effectuée à Burlington ainsi que les études effectuées sur le terrain à Guelph ont révélé que les rendements du dactyle pelotonné, du brome, du blé et du maïs à la suite d'épandages de boues à des taux bien supérieurs à ceux recommandés étaient égaux ou supérieurs aux rendements obtenus avec un engrais commercial (Webber *et al.*, 1980). En général, les teneurs en métaux lourds des plantes ne présentaient aucune augmentation importante à la suite de l'épandage de boues. En culture de plein champ, on a obtenu des résultats analogues en ce qui concerne les teneurs en métaux lourds de matières végétales (surtout des feuilles de maïs) prélevées en Ontario, à des endroits où l'on avait épandu des boues en grandes quantités (Webber *et al.*, 1983).

Les rendements en blé d'hiver, en avoine et en maïs cultivés dans des fermes du comté de Halton (Ontario), à la suite de l'épandage de boues, aux taux recommandés dans cette province [soit 135 kg/ha N-(NH_4 + NO_3) dans les boues], étaient équivalents aux rendements obtenus avec un engrais commercial (Municipality of Halton, 1981). Aucune des cultures ne présentait une augmentation significative de la teneur en métaux lourds.

D'après les études effectuées dans l'ouest et dans l'est du Canada, il est peu probable que l'épandage de boues aux taux recommandés par les directives existantes (Alberta Environment, 1982; OMAF/OMOE, 1981) augmente de façon importante la teneur en métaux lourds des cultures ou qu'il ait des répercussions néfastes sur les cultures ou la chaîne alimentaire.

6.4.3 Substances toxiques organiques

Même si une grande partie des recherches a été effectuée sur des insecticides, des fongicides et des herbicides, les données sont insuffisantes pour évaluer les effets sur la chaîne

TABLEAU 29

Teneur en métaux de la luzerne et rendement à la suite de l'épandage de boues à Edmonton (McCoy, 1977)

	Teneur de la 1re coupe (mg/kg)				Teneur de la 2e coupe (mg/kg)			
	Application de boues				Application de boues			
Constituant	0	7,5 t/ha	10 t/ha	20 t/ha	0	7,5 t/ha	10 t/ha	20 t/ha
Ni	3,15	3,59	3,37	2,23	2,27	1,72	2,27	2,05
Cd	0,37	0,42	0,37	0,37	<0,26	<0,26	<0,29	<0,22
Pb	<1,25	<0,17	<0,86	<0,92	<1,14	<0,87	<0,86	<0,78
Cu	20,7	12,7	11,6	12,5	12,9	9,9	9,6	10,3
Zn	$21,5_a$*	$40,4_b$	$46,0_b$	$43,1_b$	24,2	25,3	29,9	29,7
Mn	25,0	27,9	22,9	22,0	$40,7_b$	$22,0_a$	$30,3_{ab}$	$24,2_a$
Fe	244	183	162	162	278	201	265	214
K	1,95 %	1,68 %	1,82 %	2,32 %	2,12 %	2,07 %	1,58 %	1,98 %
Rendement	$1,8$ t/ha$_a$	$2,1$ t/ha$_a$	$3,4$ t/ha$_b$	$3,0$ t/ha$_b$	$2,4$ t/ha$_a$	$3,9$ t/ha$_a$	$4,6$ t/ha$_a$	$4,9$ t/ha$_b$

* Dans les rangées, les moyennes suivies de la même lettre ou non suivies d'une lettre ne diffèrent pas de façon significative ($P = 0,05$) selon le *New Multiple Range Test* de Duncan.

alimentaire des composés organiques toxiques présents dans les déchets. La plupart de ces composés sont assez peu hydrosolubles et s'accumulent dans les boues au cours de l'épuration des eaux usées. Par conséquent, il faut se préoccuper de leur éventuelle présence dans les tissus des plantes cultivées sur des sols traités par des boues d'épuration.

Quelques données limitées indiquent que les hydrocarbures halogénés peuvent s'accumuler, surtout dans les tubéreuses (Chaney, 1982). La carotte a une couche épidermique riche en lipides et accumule plus facilement les produits toxiques que la betterave à sucre, l'oignon, le navet et le rutabaga. Une étude portant sur les lieux d'épandage de boues en Ontario a révélé des augmentations statistiquement significatives, bien que faibles, des teneurs en polychlorobiphényles (P.C.B.) du sol mais aucune augmentation des teneurs en P.C.B. des tissus des feuilles du maïs cultivé sur des terres traitées par des boues (Webber *et al.*, 1983).

Les pesticides systémiques épandus sur le sol ou sur le feuillage sont absorbés et redistribués dans toute la plante pour la protéger. Ces substances toxiques organiques sont hydrosolubles, et il est peu probable qu'on en trouve des teneurs importantes dans les boues. Dans le cas où les eaux usées traitées en contiennent, il faut observer la période d'attente mentionnée dans les instructions relatives à leur utilisation sur les terres agricoles avant de commencer la récolte.

6.4.4 Microbiologie

Des études microbiologiques destinées à évaluer les caractéristiques de survie des coliformes fécaux dans les cultures irriguées avec des effluents d'origine urbaine ont été effectuées par Biederbeck (1982) à Swift Current et par Bell et Bole (1976) à Lethbridge. Ce groupe d'organismes est généralement un indicateur de la présence d'autres organismes qui sont pathogènes.

À Lethbridge, les résultats de Bell (1976) ont permis de conclure que les coliformes fécaux présents dans la luzerne irriguée avec des effluents de bassin de stabilisation des eaux d'égout étaient complètement détruits après une exposition de 10 heures à la lumière solaire intense. L'auteur n'a observé aucune diminution du nombre de coliformes fécaux par temps frais, humide et couvert. Après l'épandage d'eaux d'égout brutes, une exposition de 10 heures à la lumière intense était suffisante pour détruire tous les coliformes fécaux présents dans la luzerne. Dans l'éventualité d'une épuration inefficace des eaux d'égout, par exemple le court-circuitage du bassin de stabilisation, alors que l'effluent sert à irriguer la luzerne dans la région semi-aride des Prairies, le bétail pourrait être suffisamment protégé d'une possible infection provoquée par des organismes entéropathogènes comme *Salmonella* et *Escherischia coli*, s'il s'écoule au moins deux jours ensoleillés entre l'arrêt de l'irrigation et la consommation du fourrage.

Une étude semblable portant sur le phalaris roseau (Bell et Bole, 1976) a montré qu'une exposition de 50 heures sous un soleil intense dans des conditions de prairie semi-aride suffisait à détruire pratiquement tous les coliformes fécaux présents sur cette graminée, après irrigation avec des effluents d'eaux d'égout renfermant environ $3{,}2 \times 10^4$ coliformes fécaux par 100 ml. Cette période est nettement plus longue par rapport aux 10 heures de l'étude précédente. La différence existant entre les espèces est due à la présence de gaines foliaires sur la graminée susceptibles de recueillir l'effluent et de le protéger des effets bactéricides des rayons intenses du soleil.

À la suite de l'accroissement du nombre et de l'importance des projets d'irrigation utilisant des eaux usées dans l'ouest du Canada, on irrigue de plus en plus les cultures non fourragères de cette façon. À Swift Current, Biederbeck (1980, 1982) a étudié, sur des céréales et des

plantes oléagineuses, les dangers possibles de cette méthode pour la santé. Afin de simuler les pires conditions d'hygiène, on a pulvérisé des eaux d'égout brutes sur des micro-parcelles plantées de canola, de blé et d'avoine deux semaines avant la moisson, et l'on a déterminé la persistance des coliformes fécaux en analysant périodiquement les tissus végétaux. Les plantes renfermaient des quantités importantes de coliformes fécaux immédiatement après l'irrigation, mais les bactéries étaient rapidement détruites par une exposition à un soleil intense et par l'effet desséchant du vent et de la chaleur (tableau 30). La persistance des coliformes était plus importante sur les tiges que dans les épis car les gaines foliaires emprisonnaient l'eau d'irrigation et la protégeaient de la lumière solaire et de l'assèchement.

TABLEAU 30
Destruction, par beau temps, des coliformes fécaux présents dans le blé irrigué avec des eaux d'égout brutes

Temps écoulé (en heures) après l'irrigation	Nombre moyen* de coliformes fécaux par gramme de matière sèche de blé	
	Épis	Tiges et feuilles
0	79 000	111 000
3	438	4 350
6	46	1 800
12	5	551
24	1	403
30	2	44

* Moyenne établie avec trois expériences consécutives.

L'étude a également indiqué qu'il était possible d'éliminer efficacement les coliformes fécaux sur les cultures céréalières en l'absence de soleil intense par temps chaud et sec. On a formulé la directive suivante: "Pour s'assurer d'une destruction totale des coliformes fécaux, il faut exposer les céréales à petits grains et les oléagineux durant au moins 10 heures à un soleil intense ou durant deux jours par temps couvert mais sec entre la fin de l'irrigation et le début de la moisson. Étant donné que les besoins en eau des céréales diminuent de façon appréciable au cours de la maturation, il n'est pas nécessaire de les irriguer peu de temps avant la moisson, et l'on peut donc se conformer facilement aux directives de décontamination. Ainsi, on peut obtenir des céréales à petits grains et des oléagineux non contaminés en les irrigant avec des eaux traitées d'origine urbaine.

Des expériences portant sur des eaux d'égout brutes en 1979 ont révélé qu'il était impossible de cultiver du maïs en l'irrigant avec des eaux usées (Biederbeck, 1980). Les coliformes fécaux survivent longtemps et se développent rapidement à l'intérieur des téguments et des graines foliaires et exercent ainsi des effets délétères graves.

En 1980, on a irrigué un champ de blé avec des effluents provenant d'un bassin de stabilisation secondaire à Swift Current. Même si les coliformes présents dans les parties exposées

des feuilles de maïs ont été détruits aussi rapidement que ceux présents dans le blé, l'avoine et le canola, les coliformes fécaux emprisonnés dans les gaines foliaires et les téguments ont été protégés des effets destructeurs du soleil, de l'assèchement rapide et même du gel nocturne. Six heures après l'irrigation, le nombre de coliformes présents dans l'eau d'irrigation retenue dans les gaines foliaires et les téguments était de 60 000/100 ml, soit environ 2000 fois plus que sur les feuilles exposées.

La décontamination du maïs a fait l'objet d'une étude à Swift Current, montrant que le maïs irrigué avec des effluents pouvait être décontaminé par l'ensilage. Le nombre de coliformes fécaux est passé 3×10^6 par gramme au moment de la récolte à 0 par gramme de maïs ensilé. Même si l'ensilage produit un aliment sain, les risques d'infection pour les fermiers qui fauchent, hachent et transportent le maïs avant l'ensilage sont trop grands pour autoriser ce type d'irrigation. Pour éviter les risques de contamination, l'irrigation du maïs avec des eaux usées devra utiliser l'écoulement par gravité et non l'aspersion (Biederbeck, 1982).

Une étude utilisant des boues digérées comme milieu de croissance pour les tomates a révélé l'absence de coliformes fécaux et l'absence pratiquement complète de coliformes totaux (Hwang *et al.*, 1982). On a essentiellement constaté que les boues formaient un substrat aussi approprié à la croissance microbiologique de bactéries et de champignons viables que les sols fertiles. Comme les boues sont généralement épandues sur le sol, et qu'elles y sont incorporées, elles ne constituent généralement pas de danger microbiologique pour les cultures.

Des recherches sur les agents pathogènes liés à l'épandage de boues d'égout ont été entreprises dans le cadre du programme de recherche de l'Accord Canada-Ontario sur la qualité de l'eau des Grands Lacs. Les études sur les microbes pathogènes ont été effectuées à l'Université de Guelph (Bates *et al.*, 1978). Le nombre de micro-organismes indicateurs et d'agents pathogènes humains comme les membres des genres *Salmonella* et *Shigella* a été contrôlé dans des boues ayant subi une digestion anaérobie, dans les eaux de ruissellement de parcelles expérimentales, à la surface desquelles on avait épandu des boues liquides pour fournir 200 kg et 800 kg de N par hectare en novembre, en janvier et en mai, et dans les tissus végétaux récoltés dans les parcelles expérimentales. Entre mai 1973 et mars 1976, on a décelé des espèces de *Salmonella* dans 20 des 54 échantillons de boues. Le nombre de coliformes fécaux ou de streptocoques fécaux n'était pas beaucoup plus important dans l'eau de ruissellement des parcelles expérimentales traitées avec des boues que dans celle des parcelles amendées par des engrais chimiques. On a décelé des *Salmonella* dans un des 484 échantillons d'eau de ruissellement, dans un des 96 échantillons de graminées et dans quatre des 111 échantillons de blé étudiés. On n'a pas décelé de *Shigella* dans les échantillons. En conclusion: "si on ne cultive pas de légumes, si on ne fait pas paître d'animaux sur des terres où l'on a épandu des boues et si l'on prend suffisamment de précautions lors de l'épandage, cette pratique n'entraîne pas de risque de contamination sérieuse par ingestion des plantes cultivées sur ces terrains".

Les taux d'isolement des virus présents dans des boues ayant subi une digestion anaérobie et prélevées dans cinq installations d'épuration des eaux d'égout de 1973 à 1975 étaient de 1/111, 4/101 et 16/101 (Sabrahmanyan, 1977). Les isolats comprenaient 18 réovirus auxquels on n'avait attribué aucun rôle pathogène spécifique et trois entérovirus non identifiés. L'auteur en a conclu que l'épandage de boues digérées posait vraisemblablement un risque minime pour la santé. Cependant, cette conclusion était atténuée, car on ajoutait que la prévalence de virus dans la communauté était faible au cours de la période d'étude et qu'il n'existait aucune méthode permettant de déceler de façon pratique les microorganismes responsables de l'hépatite et de la gastro-entérite.

On a trouvé souvent des oeufs d'*Ascaris*, de *Toxocara*, de *Trichuris* et d'ankylostome et rarement des oeufs de *Taenia, Hymenolepis* et *Toxascaris* dans des boues ayant subi une digestion anaérobie épandues en Ontario (Graham, 1981). On a trouvé des *Ascaris* et des *Toxocara* non arrivés à maturité dans un champ où l'on avait récemment épandu des boues et des *Ascaris* arrivés à maturité dans un champ où l'épandage avait été effectué quelques semaines auparavant. On a décelé seulement quelques *Ascaris* non viables dans un champ où les épandages remontaient à un an et six mois auparavant. Certaines données prouvent que les oeufs d'*Ascaris* et de *Toxacara* peuvent survivre sur les pâturages pendant plusieurs années et sur le sol nu pendant une année, mais que cette survie n'est vraisemblablement que de quelques semaines lorsque les boues sont incorporées dans le sol. Les oeufs de *Taenia* ne survivent vraisemblablement que quelques semaines dans les boues épandues sur des pâturages bien drainés par temps sec et chaud, mais certains d'entre eux peuvent survivre plus d'un mois lorsque l'épandage a lieu par temps frais et humide.

Graham (1981) a recommandé de ne pas laisser paître le bétail sur des terrains où l'on aurait épandu récemment des boues en raison de la présence éventuelle de *T. saginata*. L'auteur n'indiquait pas la période d'attente entre l'épandage et la mise au pâturage; toutefois, compte tenu du petit nombre d'oeufs décelés dans les boues en Ontario, du fait qu'ils meurent dans le sol et que l'on n'a signalé aucune épidémie après l'épandage de boues digérées, une période de deux mois serait, semble-t-il, suffisante. Graham recommandait également de ne pas cultiver sur les terres traitées de légumes destinés à la consommation humaine dans l'année qui suit l'épandage des boues.

6.5 AUTRES CULTURES

On a cultivé les plantes suivantes sur des sols traités avec des eaux usées et des boues:

a) des céréales à petits grains,
b) des cultures en ligne,
c) des fourrages persistants,
d) des arbres forestiers,
e) des arbres fruitiers et
f) des légumes.

Ces différentes cultures sont étudiées en détail dans les paragraphes qui suivent.

6.5.1 Céréales à petits grains

La production de céréales à petits grains requiert une gestion très rigoureuse à toutes les étapes, entre autres la préparation annuelle du terrain, l'ensemencement, le désherbage et la moisson. L'absorption d'eau et d'éléments nutritifs par ces céréales est minime en raison de leur courte période de croissance active.

Parmi les céréales à petits grains on compte le blé, l'orge et l'avoine. Ces cultures permettent de récupérer les coûts du système d'épandage; cependant, leur tolérance pour l'eau et les éléments nutritifs n'est pas très grande, et l'épandage d'un excès d'azote provoque l'affaiblissement ou la cassure des tiges entraînant la "verse". Compte tenu du besoin de limiter l'épandage d'éléments nutritifs et d'eau, il faut irriguer des superficies relativement importantes et prévoir de grands réservoirs pour stocker les eaux usées en dehors de la saison de croissance. Les céréales à petits grains peuvent être utilisées de façon satisfaisante comme plantes protectrices pour le développement de cultures persistantes.

Il existe certaines variétés adaptées à l'ouest du Canada et résistantes à la "verse":

Céréale	Variété
Avoine	Fidler, Randon Cascade
Blé tendre	Fielder
Blé alimentaire	Columbus, Napayo, Sinton
Blé dur	Coulter, Macoun
Orge à six rangs	Klondike, Mervin, Galt
Orge à deux rangs	Harrington, Norbert

Il est important de consulter les responsables locaux en matière d'agriculture pour les variétés recommandées.

6.5.2 Cultures en ligne

Les cultures en ligne comprennent le maïs, le soya, le tournesol et la betterave à sucre. À l'instar des céréales à petits grains, ces cultures fournissent un moyen de récupérer les coûts de système d'épandage. L'absorption d'eau et d'éléments nutritifs se limite à la période entre l'implantation d'une culture et sa maturité. Les cultures en ligne ne se prêtent pas aux réseaux d'irrigation par ruissellement, car les espaces entre les rangées peuvent servir de canalisations.

Les cultures en ligne présentent certains avantages par rapport aux céréales à petits grains. Les véhicules peuvent circuler entre les rangées, ce qui facilite certaines opérations sur le terrain comme le désherbage et l'épandage d'engrais. Dans certaines cultures comme celle du maïs d'ensilage, il est possible d'éliminer au maximum les sels nutritifs en récoltant toute la partie aérienne.

Notons qu'il est déconseillé d'irriger le maïs par aspersion en raison des dangers pour la santé abordés au paragraphe 6.4.4.

6.5.3 Fourrages persistants

Les fourrages persistants comprennent les légumineuses et les graminées. Ils servent le plus souvent de plantes abris pour les systèmes d'irrigation utilisant des eaux usées, et il est possible de les tondre ou de les faucher fréquemment pour obtenir du foin, du fourrage vert ou ensilé en vue d'optimaliser leur croissance. Les cultures fourragères présentent les avantages suivants:

a) concurrence avec la végétation naturelle et les mauvaises herbes,
b) bonne utilisation des sels nutritifs,
c) tolérance aux conditions humides,
d) se cultivent assez bien sur des sols pauvres,
e) excellente protection contre l'érosion,
f) périodes de croissance active plus longues que celle des céréales à petits grains et des cultures en ligne,
g) amélioration de la structure du sol, de l'écoulement de l'eau et de l'aération du sol,
h) aptitude à supporter une circulation intense de véhicules,
i) résistance aux températures froides,
j) aptitude à supporter le pâturage.

La longue saison de croissance entraîne une consommation importante d'eau. Par conséquent, les exigences relatives à la superficie traitée et au stockage des eaux usées en hiver sont généralement inférieures à celles des céréales à petits grains et des cultures en ligne. Des graminées comme le phalaris roseau, le brome, la fléole des prés, la fétuque, l'ivraie vivace et le dactyle aggloméré sont fréquemment utilisées. Elles tolèrent mieux que les légumineuses les inondations fréquentes et une circulation importante. Cependant, les graminées constituent généralement un fourrage moins sapide pour le bétail que les légumineuses. Ces dernières conviennent bien lorsque la teneur en azote des eaux usées ou des boues est relativement faible. Une légumineuse traitée adéquatement peut suppléer à la carence par fixation symbiotique d'azote atmosphérique. Ces plantes sont toutefois sensibles à la destruction par le froid par étouffement sous la glace et soulèvement du sol par le gel. Les mélanges de légumineuses et de graminées combinent les avantages des deux cultures et créent une plante abri facilement cultivable et commercialisable.

L'utilisation d'eaux usées pour irriguer le gazon dans les parcs, les terrains de golf et les endroits réservés aux loisirs est de plus en plus populaire. Cependant, il faut s'efforcer de minimiser les risques pour la santé causés par la présence d'organismes pathogènes, et de tels projets d'irrigation sont soumis aux règlements environnementaux locaux.

6.5.4 Forêts

Les forêts peuvent recevoir des volumes relativement importants d'eaux usées et de matières organiques. Une étude, portant sur cinq années, effectuée dans la vallée de la Kananaskis en Alberta a révélé que le déficit annuel moyen d'humidité atteignait 200 mm (Graveland, 1980). Les taux d'infiltration sont généralement très élevés (au moins 15 cm/h) en raison de la teneur élevée en matières organiques des sols superficiels qui les rend poreux. La couche supérieure minérale est extrêmement poreuse, et elle est protégée de l'impact des gouttelettes d'eau par la végétation et la litière de surface. La litière sert également de nourriture aux organismes qui s'infiltrent dans le sol et maintiennent des conditions favorisant la pénétration de l'eau. L'absence de circulation importante de véhicules et l'épaisseur de la litière superficielle empêchent le tassement du sol et favorisent l'infiltration.

Les forêts ne puisent pas d'importantes quantités de sels nutritifs, en particulier d'azote, dans le sol. L'irrigation du Pin lodgepole (*Pinus contorta*) en Alberta avec des eaux usées d'origine urbaine, dont la teneur en sels nutritifs était uniformément faible, n'a entraîné aucune modification de la teneur du sol en éléments nutritifs après cinq années. La croissance des arbres sur la parcelle irriguée était de 38 p. 100 supérieure à celle sur la parcelle non irrigée. Même si l'absorption naturelle des sels nutritifs se compare avec celle de nombreuses cultures, seul une faible proportion de ces sels est puisée dans les sols, car les feuilles, les rameaux, l'écorce et les racines riches en éléments nutritifs retournent dans le sol. L'exploitation forestière élimine les éléments nutritifs accumulés, mais les quantités sont faibles par rapport à la durée de croissance des arbres.

6.5.5 Arbres fruitiers

Le Canada possède très peu de données concernant l'épandage d'eaux usées et de boues d'origine urbaine. En général, on peut employer une irrigation goutte à goutte pour minimiser les effets délétères, et on peut optimaliser l'utilisation des substances nutritives sans retarder le durcissement des arbres tout en prévenant les dommages dus au froid hivernal.

En Ontario les directives recommandent d'épandre les boues à la fin de l'automne (en novembre) ou jusqu'à trois mois avant la récolte des fruits. Il faut contrôler l'apport en sels nutritifs pour empêcher une croissance erratique qui diminuerait la qualité des fruits.

6.6 AVANTAGES DES CULTURES ABRIS

Plusieurs avantages tant esthétiques qu'économiques ont été reliés à l'épandage d'eaux usées traitées ou de boues d'épuration. La couverture végétale présente une valeur esthétique, car l'apparence d'un site d'épandage des déchets peut rendre difficile son acceptation par le grand public. Les terres agricoles et les forêts exploitées ont un attrait esthétique par rapport aux mauvaises herbes et au sol nu. Il faut tenir compte du choix et de l'utilisation appropriés de la couverture végétale lorsque l'on planifie des systèmes d'épandage. Le choix de la culture et de la méthode de gestion peut être déterminé par les caractéristiques des eaux usées, entre autres, leur volume et leur teneur en sels nutritifs, la longueur de la saison de croissance, la nature du climat en hiver et les propritétés physiques et chimiques du sol. Les considérations d'ordre économique sont habituellement secondaires par rapport à l'optimalisation de la regénération et à l'élimination des eaux usées.

Les avantages économiques que l'on retire de certaines cultures peuvent compenser une partie des coûts d'exploitation d'un système d'épandage. Ces profits peuvent être importants dans les régions arides où l'irrigation par des eaux usées permet la croissance de cultures qui est impossible dans d'autres conditions. Dans ces régions, la concurrence limitée pratiquée dans les marchés locaux peut accroître de façon appréciable ce profit. Cependant, ces bénéfices peuvent être atténués par certaines restrictions. Étant donné que les systèmes d'épandage visent tant le traitement des eaux usées que la culture et la vente des produits, les coûts de gestion sont plus élevés, et la souplesse des installations, plus faible que celle d'un système, où le seul objectif est le traitement et l'élimination des eaux usées. Il faut de l'équipement et de la main-d'oeuvre pour ensemencer, cultiver, récolter et commercialiser les cultures; il est aussi nécessaire de planifier l'irrigation pour obtenir des conditions de croissance optimales et non pas nécessairement une élimination maximale des eaux usées.

Chapitre 7
ÉPANDAGE D'EAUX USÉES TRAITÉES D'ORIGINE URBAINE

7.1 INTRODUCTION

L'épandage, sur le sol, des eaux usées traitées d'origine urbaine (effluents) s'effectue de façon contrôlée dans le but d'éliminer, d'utiliser et(ou) de traiter les eaux usées. Le présent chapitre fournit des données sur le débit et les caractéristiques des eaux usées, sur les critères de qualité de l'eau et décrit les différents systèmes d'épandage. Il porte également sur les exigences relatives à l'endroit où se pratique l'épandage et à la superficie traitée, sur le choix des cultures, l'efficacité du traitement, la nécessité d'un traitement préalable et d'un emmagasinement ainsi que sur les propositions relatives à la surveillance des différents modes possibles de traitement.

L'objectif principal de l'épandage des eaux usées traitées est d'utiliser l'eau et les sels nutritifs pour la culture et d'en retirer un profit. Ce type d'épandage peut aussi viser à remplacer l'eau d'irrigation généralement utilisée par des eaux usées traitées dans les régions où l'on pratique l'irrigation ou à traiter les eaux usées de façon plus poussée, notamment dans le cas de systèmes à forte charge. Les avantages et les inconvénients des diverses méthodes d'épandage des eaux usées sont résumés au tableau 31.

7.1.1 Chimie des eaux usées traitées

La chimie des eaux usées traitées dépend de la chimie des eaux brutes (non traitées), des apports industriels, du type de système de traitement, de la période de l'année et du degré d'infiltration des eaux souterraines dans les canalisations. Cependant, la composition de la plupart des effluents varie à l'intérieur des plages présentées au tableau 32.

Dans un étang de stabilisation, le pH des eaux usées dépend généralement de la période de l'année, et il s'accroît en fonction de la température et de la croissance des organismes aquatiques. La conductivité électrique (C.E.) dépend de la qualité des eaux usées brutes, du degré d'infiltration dans les conduites d'égout et du temps de séjour dans les bassins de stabilisation (résultat de l'évaporation). La teneur en azote total est essentiellement liée à la méthode de traitement et à la période de l'année. Les teneurs en divers constituants des eaux usées traitées sont généralement maximales au printemps et minimales au mois d'août. Cette valeur minimale correspond généralement à un pH élevé et vient vraisemblablement pour une part d'une volatilisation plus importante de l'ammoniac liée à l'accroissement du pH. Les teneurs en phosphore total diminuent également en été en raison, estime-t-on, de la précipitation du phosphate de calcium à pH élevé. La diminution des teneurs en N et en P semble dépendre de l'augmentation de la croissance des algues et des herbes aquatiques dans le bassin de stabilisation. Les algues sont particulièrement riches en N et en P, et par conséquent il est vraisemblable qu'une partie des sels nutritifs sont immobilisés par la croissance végétale.

Les installations mécaniques à déversement continu ne présentent pas de variations mensuelles importantes de la qualité chimique des eaux usées traitées dans les systèmes de lagunage. Par conséquent, la salinité des eaux usées provenant de ces installations est généralement inférieure à celle des bassins de stabilisation, et la teneur en sels nutritifs est généralement plus élevée (tableau 32). Si l'on utilise des installations de stockage en même temps que des installations mécaniques à déversement continu, les caractéristiques des effluents se rapprochent de celles d'un bassin de stabilisation.

TABLEAU 31

Comparaison des caractéristiques et du rendement des systèmes d'épandage, de traitement et d'élimination des eaux usées

	Irrigation à débit normal	Irrigation à débit élevé	Écoulement superficiel	Infiltration rapide	Régions marécageuses	Évaporation
Exigences relatives au système						
Perméabilité du sol	Modérée (sol de texture moyenne)	Modérée à élevée (sol de texture moyenne)	Faible (solde de texture fine)	Rapide (sable loameux et gravier)	Faible	Faible
Consommation d'eau et d'éléments nutritifs	Élevée	Moyenne	Moyenne à faible	Nulle	Minimale	Nulle
Pente	Jusqu'à 30 p. 100 pour l'aspersion et 6 p. 100 pour l'irrigation	Voir irrigation à débit normal	1 p. 100 à 12 p. 100	Non critique	Nulle	Nulle
Emmagasinement	Long (7 à 9 mois)	Moyen (5 à 7 mois)	Moyen (5 à 7 mois)	Aucun	Aucun	Très long
Superficie	Importante	Moyenne	Moyenne	Faible	Moyenne	Très importante
Qualité de l'eau (salinité, etc.)	Très élevée	Élevée	Moyenne à faible	Moyenne à faible	Faible	Faible
Traitement préalable	Secondaire	Secondaire	Primaire	Primaire ou secondaire	Primaire	Primaire
Efficacité du traitement	Très élevée	Élevée	Élevée	Moyenne	Moyenne	Excellente

TABLEAU 32
Qualité des eaux usées traitées dans trois systèmes différents (données provenant de sources diverses)

Paramètre	Bassin de stabilisation	Traitement mécanique	
		Primaire	Secondaire*
pH	6,5 - 9,5		
Conductivité électrique (dS/m)	0,6 - 3,5	0,5 - 1,5	0,5 - 1,5
D.B.O.$_5$ (mg/l)	15 - 100	40 - 80	5 - 15
Matières en suspension (mg/l)	15 - 100	40 - 80	10 - 30
Phosphore total (mg/l)	1,4 - 9,0	2 - 4	1 - 3
Azote ammoniacal (mg/l)	1 - 15	10 - 15	2 - 10
Azote (nitrites/nitrates) (mg/l)	0 - 1	1 - 3	2 - 15
Azote total Kjeldahl (mg/l)	3 - 25	15 - 25	5 - 20
Coliformes fécaux (N.P.P./100 ml)	10^2 - 10^5		

* Installations classiques à boues activées.
D.B.O.$_5$: demande biochimique d'oxygène en cinq jours.
N.P.P. : nombre le plus probable.

Des études réalisées sur les effluents d'installations de traitement des eaux usées au Canada (Environnement Canada, 1983) ont révélé la présence d'un certain nombre de substances toxiques organiques (tableau 33). La teneur de la plupart des composés varie entre 1 µg/l et 10 µg/l. Les composés le plus souvent décelés étaient des produits organiques volatils comme le chloroforme et le benzène, des composés aromatiques polycycliques, des chlorophénols et des phtalates. On ignore les effets de ces faibles teneurs en substances toxiques organiques sur l'irrigation avec des effluents de cette nature.

7.1.2 Débits et emmagasinage des eaux usées

Les installations municipales de traitement des eaux usées s'agrandissent en fonction de l'accroissement du volume des eaux d'égout. Après l'agrandissement d'un réseau de lagunage, le temps de séjour réel dépasse de loin celui qui est nécessaire, et il peut être inutile pendant deux ou trois ans d'épandre les eaux usées pour s'en débarrasser. Dans les régions où l'évaporation est supérieure aux précipitations, les eaux usées contenues dans un grand bassin d'emmagasinage pourraient devenir trop salines pour servir à l'irrigation en raison d'une perte excessive par évaporation. Un séjour prolongé peut également entraîner la perte des sels nutritifs nécessaires aux plantes. On a donc souvent intérêt à irriguer avec les eaux usées de la cuve de traitement si leur qualité est acceptable. On peut également diviser la cuve d'emmagasinage en au moins deux compartiments nécessaires au stockage et à l'irrigation. Cette méthode permet de diminuer l'évaporation au cours des premières étapes de l'utilisation.

À mesure que le débit s'accroît, la capacité de stockage des eaux usées en excès diminue, et les eaux usées provenant des bassins d'emmagasinage peuvent servir à l'irrigation. Le débit peut finir par s'accroître au point où la capacité de stockage deviendrait insuffisante si les précipitations sont abondantes durant une année, auquel cas il faudra accroître le réseau de lagunage.

TABLEAU 33
Présence de substances toxiques organiques dans 23 eaux usées traitées

Composé	Pourcentage de présence aux teneurs mentionnées		
	>1 µg/l	>10 µg/l	>100 µg/l
Chloroforme	92	13	
Phénol	71	25	
Benzène	46	17	4
Phtalate de di-N-butyle	33	8	4
Anthracène	25	4	4
Dichloro-1, 3 propane	17	13	4
Diméthyl-1, 4 phénol	13		
Pentachlorophénol	13		
Pyrène	8		
Éther bis (chloro-2 éthylique)	4		
Trichloro-2, 4, 6 phénol	4		
Acénaphtylène	4		
Hexachlorobenzène	4		
Benzo-A-pyrène	4		
Bis (Chloro-2 éthoxy) méthane	4		

Remarque: Les espaces blancs correspondent à des zéros.

Les municipalités produisant des volumes prévisibles d'eaux d'égout peuvent construire des systèmes de lagunage et introduire un programme d'irrigation à l'aide d'eaux usées avec une grande précision. Pour ce faire, il faut connaître les besoins saisonniers en humidité des plantes qui sont résumés à la figure 18. Le concept est alors intégré dans le plan d'emmagasinage (figure 19). Les figures 18 et 19 sont des schémas effectués à partir de données généralisées qui varient selon le climat, la culture et la législation. S'il y a lessivage au début du printemps ou à la fin de l'automne, la courbe de la figure 18 sera modifiée aux extrémités.

7.1.3 Qualité de l'eau d'irrigation

Il existe un équilibre dynamique entre le sol et l'eau d'irrigation, de sorte qu'une eau d'irrigation de mauvaise qualité peut altérer les propriétés du sol. Ce sujet est examiné en détail à l'Annexe B où l'on recommande certains critères de qualité des eaux usées pour différentes méthodes d'irrigation.

Il y a lieu de se préoccuper des aspects suivants:

a) Salinité: Il se pose un problème de salinité si le sel présent dans l'eau d'irrigation s'accumule dans la rhizosphère, ce qui diminue le rendement agricole.

b) Perméabilité: La perméabilité du sol peut être grandement diminuée si le coefficient d'adsorption du sodium (C.A.S.) dans l'eau est élevé.

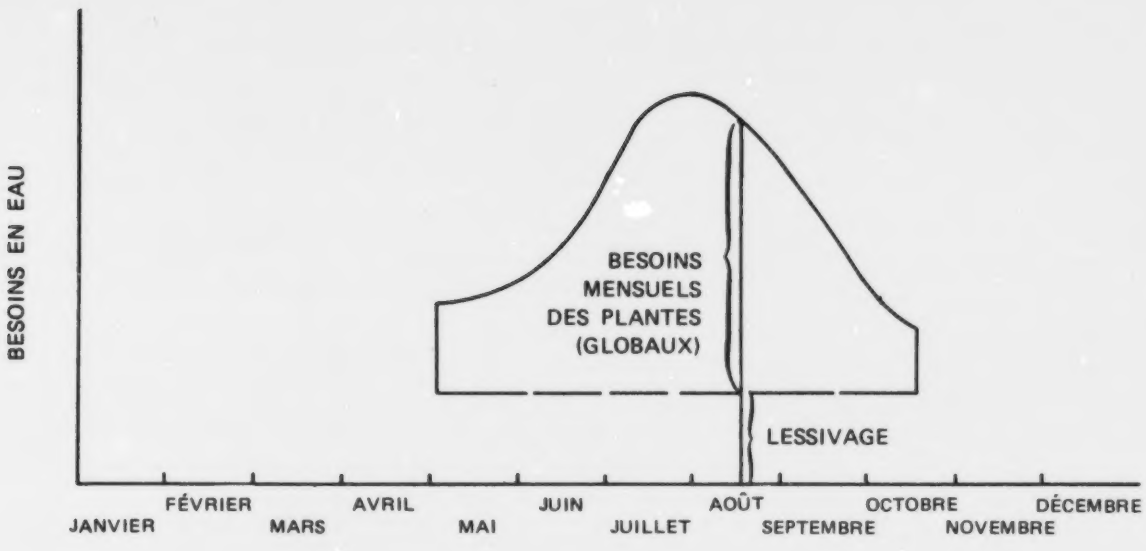


Figure 18
Épandage et besoins en eau caractéristiques des plantes

c) *Toxicité*: À l'encontre des problèmes de salinité et de perméabilité, les problèmes de toxicité se manifestent à l'intérieur de la plante. Ils sont habituellement associés à au moins un ion spécifique comme le bore, le nickel, etc.

d) *Sels nutritifs*: Les eaux usées renferment des quantités importantes de sels nutritifs dont l'utilisation constitue le principal objectif de leur épandage. La teneur en sels nutritifs varie selon le degré et le type de traitement et la période de l'année où l'on enlève les eaux usées des bassins de stabilisation ou d'emmagasinage. La valeur des sels nutritifs épandus au cours de l'irrigation dépend du coût des engrais vendus dans le commerce. On peut calculer la valeur d'un sel nutritif en particulier à l'aide de l'équation suivante:

$$\text{kilogrammes/hectare} = \frac{\textit{teneur (en mg/l)}}{10} \times \text{centimètres épandus}$$

La valeur du N, du P et du K par kilogramme (1982) est la suivante:

N en 46-0-0 = 0,70 $ P en 0-45-0 = 0,92 $
K en 0-0-60 = 0,31 $ P en 11-55-0 = 0,68 $

Ainsi, la valeur de l'azote ajouté lorsqu'on épand 30 cm d'eaux usées dont la teneur totale en azote est de 10 mg/l sur un hectare de sol est 10/10 x 30 = 30 x 0,70 $ = 21 $. L'épandage de quantités importantes d'effluents ayant des teneurs élevées en N peut entraîner des teneurs toxiques en NO_3 des cultures ou la migration du N-NO_3 dans la nappe phréatique. Ce cas, qui se

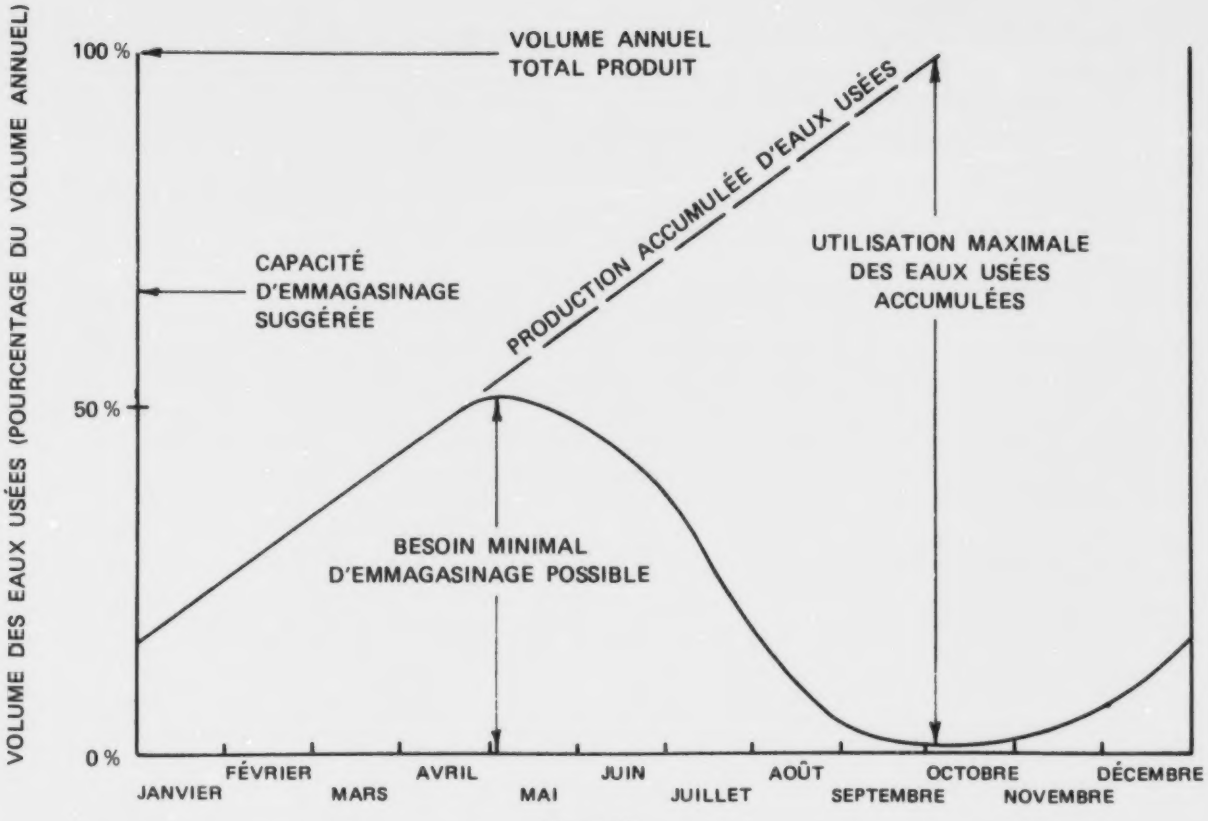


Figure 19
Emmagasinage et utilisation saisonniers caractéristiques des eaux usées traitées

rencontre rarement avec les systèmes d'irrigation classiques, peut être évité en imposant des restrictions concernant le volume à épandre. Il est impossible à éviter dans le cas d'une irrigation à débit élevé ou pour des systèmes d'infiltration rapide et, par conséquent, doit être considéré comme néfaste pour la qualité des eaux souterraines. On peut se renseigner sur les besoins en sels nutritifs des différentes plantes auprès des organismes agricoles locaux. La présence de phosphore dans les eaux usées traitées est rarement préoccupante, car les teneurs sont généralement inférieures à celles nécessaires pour satisfaire la demande des cultures. Le phosphore est retenu de façon efficace dans le sol, ce qui élimine la possibilité d'une contamination des eaux souterraines.

e) *Métaux*: Certaines préoccupations ont été exprimées sur le fait que les eaux usées épandues sur les sols agricoles pouvaient renfermer des métaux à l'état de traces susceptibles d'être toxiques pour les organismes vivant dans le sol, les plantes et les personnes qui les consomment. On observe rarement des teneurs en métaux à l'état de traces supérieures aux limites recommandées (Annexe B).

f) *Bactéries:* La qualité bactérienne des eaux usées traitées utilisées pour l'irrigation est sujette à des controverses. Les principales restrictions dépendent du type de culture et du temps écoulé entre l'irrigation et la récolte.

Les critères de qualité recommandés relatifs aux eaux usées sont donnés pour les différents types d'épandage décrits dans les sections suivantes.

7.2 DIVERS MODES D'ÉPANDAGE DES EAUX USÉES

Le principal objectif des modes d'épandage décrits ici est d'optimaliser l'utilisation de l'eau et des sels nutritifs pour la production agricole.

7.2.1 Irrigation à débit normal

On peut définir l'irrigation à débit normal comme l'épandage contrôlé d'un effluent par aspersion ou par irrigation de surface afin de satisfaire la demande optimale en eau des cultures, et le besoin de lessivage. Les objectifs peuvent consister à:

a) utiliser les constituants présents dans les eaux usées et réaliser un certain profit par la vente des produits agricoles,

b) se conformer à des normes interdisant le rejet des eaux usées,

c) trouver une alternative au traitement tertiaire.

Le schéma de la figure 20 présente la migration caractéristique de l'eau dans le sol lorsque l'irrigation est effectuée à un débit normal.

Étant donné que la production agricole est un objectif particulièrement important de l'irrigation à débit normal, les normes régissant la qualité de l'eau sont relativement sévères par rapport à celles des autres modes d'épandage. Les critères proposés sont présentés au tableau 34.

Une rhizosphère à texture moyenne et un sol bien drainé sont les conditions idéales pour une irrigation à débit normal avec des eaux usées; on peut cependant utiliser différentes combinaisons de sols en modifiant légèrement les méthodes d'irrigation. Il est possible de se procurer des relevés cartographiques et des rapports sur les différentes régions habitées du Canada auprès des différents ministères de l'Agriculture, mais les données doivent être complétées par un forage jusqu'à une profondeur de 5 m à 6 m. Il serait bon de se procurer les normes de classification des sols relatives à l'irrigation qui ont été publiées dans la plupart des provinces. La

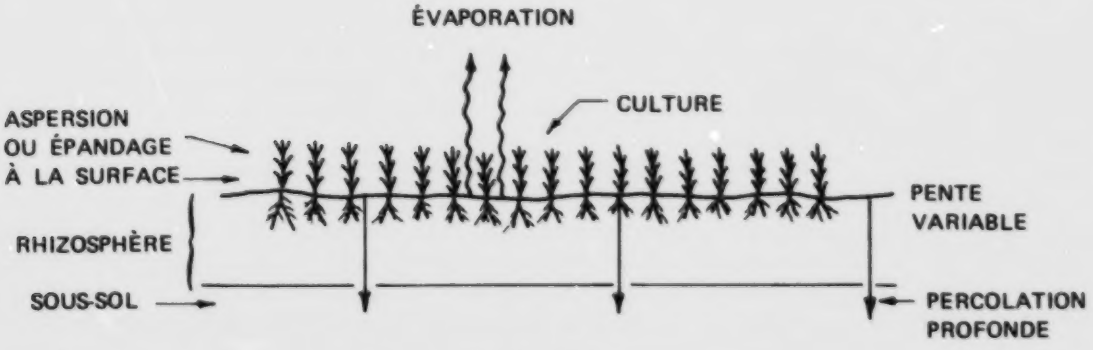


Figure 20
Migration caractéristique de l'eau dans le sol dans le cas d'un système d'irrigation à débit normal

TABLEAU 34
Critères de qualité de l'eau recommandés pour l'irrigation à débit normal

Problème d'irrigation	Importance du problème		
	Aucun	Moyen	Grave
Salinité: C.E. (dS/m)* (agit sur la disponibilité de l'eau pour les plantes)	<1,3	1,3 - 3,0	>3,0
Perméabilité: C.A.S.** (agit sur le taux d'infiltration du sol)	<6	6 - 9	>9
Bore (mg/l) (agit sur les plantes sensibles)	<0,75	0,75 - 2,0	>2,0
pH (agit sur les plantes sensibles)	Plage normale: 5,5 - 9,0		

* Dans l'hypothèse d'un sol bien drainé et d'une fraction de lessivage de 0,15.
** Dans l'hypothèse de sols à texture fine ou moyenne; peut être diminuée si la texture est grossière (sable limoneux et sables). C.A.S.: coefficient d'adsorption du sodium.

production agricole n'est pas toujours l'objet principal des systèmes d'épandage, mais il est nécessaire d'établir et de maintenir un couvert végétal suffisant pour que le système soit efficace.

L'eau qui n'est pas éliminée par évapotranspiration doit être enlevée de la rhizosphère pour empêcher la salinisation du système sol-plante. Dans le meilleur des cas, le drainage naturel est suffisant; cependant, si on sait ou si on prévoit que la nappe phréatique se situe à proximité de la surface, il faut alors poser un système de drainage. L'eau de drainage doit être véhiculée jusqu'à une décharge approuvée dont on ne choisit l'emplacement qu'après avoir étudié les puits existants dans la région et déterminé la direction de l'écoulement des eaux souterraines.

L'eau épandue sur un sol à pente accentuée ruisselle rapidement, et une quantité moindre d'eau pénètre dans le sol. Si l'irrigation se fait avec des eaux usées traitées, il faut s'efforcer de minimiser le ruissellement. Cela exige souvent de recueillir les eaux de ruissellement et de les faire à nouveau servir à l'irrigation. On utilise généralement des systèmes par aspersion pour diminuer la possibilité de ruissellement. Ces systèmes peuvent être utilisés sur des pentes atteignant 10 p. 100 sans créer de ruissellement. Si la pente est supérieure, on peut utiliser des systèmes d'aspersion, spécialement conçus, à faible débit. Le débit doit être de 0,5 cm/h à 1 cm/h sur des sols à texture fine, et de 1 cm/h à 1,7 cm/h sur des sols à textures moyenne ou grossière.

Les méthodes employées dans les projets d'irrigation à grande échelle qui utilisent de l'eau potable (par exemple, l'irrigation par submersion, par infiltration suivant les courbes de niveau ou à la planche) sont déconseillées lorsqu'on utilise des eaux usées, en raison du volume important de ruissellement. Il est parfois possible de procéder à l'irrigation par submersion de planches. Ce système est décrit au paragraphe 7.2.3.

Les besoins d'emmagasinage dépendent du volume des eaux usées, du climat et du type de culture. Les exigences des règlements provinciaux peuvent imposer une durée d'emmagasinage limitée. Comme la plupart des systèmes d'irrigation avec des eaux usées sont liés à des bassins de lagunage, ces bassins peuvent également servir à l'emmagasinage. Cependant, il existe des systèmes d'irrigation où la plus grande partie du traitement vient d'une installation mécanique et où l'effluent est emmagasiné dans un bassin.

Dans le cas d'une irrigation à débit normal, les plantes doivent tirer parti au maximum des éléments nutritifs et de l'eau (y compris le besoin de lessivage). Les exigences du terrain dépendent de l'écoulement annuel (corrigé pour tenir compte de l'évaporation nette), du déficit d'humidité moyen annuel pour la région, d'un facteur d'efficacité, du besoin d'une zone tampon, de l'humidité emmagasinée dans le sol au printemps et du besoin de lessivage. Les deux derniers facteurs sont de signes opposés, et dans la plupart des régions, leur importance est presque égale; on les néglige donc dans les calculs des besoins du sol. Le déficit d'humidité annuel réel pour les graminées poussant au Canada est indiqué sur la carte reproduite au chapitre 6 (figure 15).

On calcule la quantité brute d'eaux usées à épandre sur les graminées selon l'équation suivante:

$$B_e = M/0,80$$

où B est le besoin brut global en eau (en millimètres), M est le déficit d'humidité (en millimètres) (figure 15) et 0,80 est le facteur d'efficacité qui rend compte des pertes par évaporation.

Il est possible de déterminer les valeurs de E pour d'autres plantes en multipliant E correspondant aux graminées par les facteurs de conversion suivants:

Luzerne et trèfle	1,2
Blé tendre	0,80
Blé dur	0,75
Avoine et orge	0,65
Herbe	1,0

La superficie requise pour un volume donné d'eaux usées est:

$$S = V/10\,B$$

où S représente la superficie en hectares, V représente le volume annuel d'eaux usées d'irrigation (en mètres cubes), et B, le besoin annuel brut en eau d'irrigation (en millimètres) calculé d'après l'équation précédente. Dans la plupart des cas, on préfère des cultures fourragères lorsque les systèmes d'irrigation fonctionnent à un débit normal, car elles consomment davantage d'eau, et leur période de croissance est longue.

Ces calculs ne sont évidemment pas valables si la quantité d'azote total épandue annuellement est supérieure aux besoins de la plante, ce qui est peu probable dans le cas des eaux usées traitées d'origine urbaine.

L'accumulation de sels peut parfois nécessiter une irrigation en automne avec de l'eau de bonne qualité pour lessiver l'excès de sels. Il faudra peut-être envisager d'acheter des terres supplémentaires de façon à laisser une bande tampon minimale de 70 m entre le champ irrigué et des zones sensibles comme les zones résidentielles, les zones où il y a des écoles, des puits domestiques, etc.

Dans le choix d'un emplacement, il est également important que l'utilisation prévue concorde avec les plans d'utilisation des terres agricoles à l'échelle régionale. Les organisateurs ou les commissions de planification régionales doivent être consultés à propos de l'utilisation prévue pour l'emplacement. Une visite permet de s'assurer de l'utilisation actuelle, de l'utilisation des

terres adjacentes et de la proximité de zones résidentielles, commerciales ou récréatives. En étudiant les projets directeurs ou en discutant avec des responsables de la planification locale, il est possible de connaître l'utilisation prévue, le zonage et la mise en valeur prévue de la région avoisinante.

Les plantes abris doivent être choisies pour maximiser:

a) l'élimination de l'eau,

b) l'élimination des sels nutritifs,

c) la rentabilité.

Les systèmes d'irrigation ont été utilisés sur:

a) des fourrages,

b) des céréales,

c) du gazon,

d) des forêts et

e) des oléagineux.

On préfère les fourrages car leur consommation relativement élevée d'eau et de sels nutritifs minimise les besoins de terres. Avec des plantes vivaces, il est possible de commencer l'irrigation au début du printemps et de continuer jusqu'à la fin de l'automne ce qui diminue les besoins d'emmagasinage durant l'hiver. Elles limitent également très bien l'érosion. Les céréales à petits grains et les oléagineux donnent un profit immédiat, mais leurs besoins relativement faibles en eau et en sels nutritifs demandent des superficies importantes pour l'irrigation et l'emmagasinage. Les gazons, par exemple les terrains de golf, ont des besoins élevés en sels nutritifs et en eau. L'irrigation des terrains de golf avec des effluents traités et chlorés est de plus en plus populaire en Amérique du Nord. Les cultures commerciales de gazon bénéficient également de ce type d'irrigation. Les forêts peuvent recevoir des volumes relativement importants d'eaux usées. La couche supérieure minérale du sol est protégée par la végétation, et la litière superficielle, contre l'impact des gouttes d'eau. Il est cependant impossible d'utiliser un dispositif automatique d'aspersion; il faut donc se servir de systèmes à tuyaux rigides, qui sont coûteux, ou de systèmes manuels, qui demandent une main-d'oeuvre importante. En général, on constate une meilleure croissance des arbres, mais il faut attendre plusieurs années avant que les rentrées n'augmentent. Les considérations relatives aux cultures sont traitées en détail au chapitre 6.

Le degré du traitement nécessaire avant l'épandage varie selon la culture et sa destination. La plupart des juridictions requièrent généralement un traitement secondaire comportant des variations mineurs.

Les eaux qui atteignent la nappe phréatique après irrigation à débit normal proviennent uniquement du lessivage (5 p. 100 à 10 p. 100 de l'eau épandue) et des lessivats provenant de certaines préparations abondantes. La qualité des lessivats est donc très élevée (tableau 35). En même temps qu'une élimination exceptionnelle des matières organiques et solides et des sels nutritifs, on peut prévoir une augmentation, par un facteur important, de la salinité des lessivats par rapport à celle de l'eau usée épandue. En général, l'accroissement de la salinité provient en grande partie d'une augmentation de la dureté de l'eau et de sa teneur en chlorures (Graveland, 1982).

Il peut être nécessaire de mettre sur pied un programme de surveillance complet pour s'assurer d'une utilisation adéquate des eaux usées et de l'absence d'une dégradation de l'environnement. Ce programme pourra s'appliquer aux eaux souterraines, aux eaux usées traitées, à la végétation et aux sols. En général, on surveille la teneur en azote sous forme de nitrates des eaux souterraines. Pour évaluer toutes les répercussions du système, on peut surveiller l'alté-

TABLEAU 35
Efficacité de l'épandage avec un système d'irrigation à débit normal (rhizosphère)

Paramètre	Pourcentage d'élimination
D.B.O.	98 + %
Matières en suspension	98 + %
Azote	85 + %
Phosphore	95 + %
Métaux	95 + %
Micro-organismes	95 + %

ration des eaux souterraines en comparant leur qualité à celle des eaux de puits de référence. Le tableau 36 fournit un exemple d'un calendrier de surveillance du fonctionnement et du respect des spécifications.

Outre l'altération de la qualité des eaux souterraines, il faut également surveiller les changements de leur niveau. Il y a lieu d'évaluer l'effet d'un niveau élevé sur les conditions hydrogéologiques de la région, de noter les variations du mouvement des eaux souterraines et l'apparition de suintements et de nappes d'eau perchées. Il peut être nécessaire d'apporter certaines modifications au système: par exemple, poser un drain souterrain ou diminuer le taux d'épandage dans la région.

Dans la plupart des cas, l'épandage d'eaux usées modifie les caractéristiques des sols. Une caractéristique importante est la salinité, mesurée par des paramètres comme C.E., C.A.S., pH, $N\text{-}NO_3$ et P. Il peut être utile de doser la teneur en métaux, si elle est élevée dans les eaux usées traitées.

7.2.2 Système d'irrigation à débit élevé

Ce type de système occupe une place intermédiaire entre l'irrigation à débit normal et l'irrigation par infiltration rapide; c'est pourquoi il sert à une bonne partie de l'épandage annuel total d'eaux usées. En général, la plus grande partie de l'élimination et du traitement se produit par percolation en profondeur à travers le sol et les couches inférieures jusqu'à la nappe phréatique. L'effet de l'évapotranspiration des cultures est secondaire. Ce mode d'épandage est supérieur à celui avec bassins d'infiltration, et la récolte obtenue permet de retirer un certain profit. Les exigences relatives au terrain sont plus souples que dans le cas d'une irrigation à débit normal, et l'irrigation est généralement moins coûteuse.

Le principal objectif d'une irrigation à débit élevé est de maximiser la percolation, la production agricole étant secondaire. Il y a lieu de considérer l'emploi de cette méthode quand la perméabilité du sol est un facteur important pour les méthodes d'infiltration rapide, lorsqu'il est souhaitable de réalimenter les eaux souterraines, et lorsque l'achat des terres est limité par leur coût ou leur rareté. Le taux d'infiltration dans le sol est le principal critère d'une irrigation à débit élevé, mais la surélévation en forme de crête de la nappe phréatique, la qualité de l'eau souterraine et la survie des cultures peuvent également constituer des contraintes.

Une fraction de lessivage élevée combinée à une irrigation à débit élevé permet de diminuer quelque peu la qualité de l'eau d'irrigation par rapport aux critères de qualité de l'eau d'irrigation à débit normal (tableau 37). Les détails sont donnés à l'Annexe B.

TABLEAU 36

Exemple d'un calendrier de surveillance du fonctionnement et du respect des spécifications dans le cas d'un système d'irrigation utilisant des eaux usées traitées

Paramètre	Fréquence d'échantillonnage à divers points					
	Effluent épandu	Puits sur le site (3 points)	Puits de référence (1 point)	Puits en périphérie (5 points)	Lac voisin (1 point)	
D.B.O.$_5$	D		–	–	–	Q
D.C.O.[b]	M[c]	Q	Q	Q	Q	
Coliformes fécaux	M		Q	Q	Q	Q
Débit	C[d]	–	–	–	–	
Azote[e]	M[c]	Q	Q	Q	Q	
pH	2D[d]	Q[d]	Q[d]	Q[d]	Q[d]	
Phosphore	M[c]	Q	Q	Q	Q	
Matières en suspension	D		–	–	–	–
Niveau statique de l'eau	–		M[d]	M[d]	M[d]	–
Conductivité électrique	Q		Q	Q	Q	Q

Remarques. – D: Un échantillon ou une mesure par jour.
Q: Un échantillon ou une mesure tous les trois mois.
M: Un échantillon ou une mesure par mois.
2D: Deux échantillons ou mesures par jour.
C: Mesure en enregistrement continu.

[a] Si les échantillons filtrés d'eaux usées brutes montrent que la teneur en un paramètre particulièrement important pour la santé (non mentionné ci-dessus) est supérieure à la limite admissible pour les sources d'eau potable, il y a lieu de tenir compte de ce paramètre dans la liste.

[b] Demande chimique d'oxygène. On peut également utiliser le C.O.T. (carbone organique total) pour établir une corrélation à long terme avec la D.B.O.$_5$.

[c] Désigne des échantillons composés de 24 heures. Tous les autres sont des échantillons pris au hasard.

[d] Mesure sur le terrain.

[e] Azote total des effluents: azote présent à l'état de nitrates dans les eaux souterraines.

Les systèmes d'irrigation à débit élevé nécessitent des sols bien drainés, non salins et non sodiques, dont certaines particules ont la taille de l'argile et, de préférence, renferment du $CaCO_3$ libre pour assurer une élimination soutenue du P. La principale exigence est toutefois de maintenir les taux d'infiltration à 0,5 cm/h jusqu'à 10 heures.

Il faut s'assurer que la nappe phréatique ne forme pas de dôme au taux d'épandage prescrit sur toute la superficie qu'on se propose d'irriguer. Si le drainage naturel est insuffisant pour empêcher la formation de ce dôme, on peut drainer le terrain au moyen de tuyaux d'argile. Les contraintes topographiques sont semblables à celles d'une irrigation à débit normal.

Les exigences d'emmagasinage de l'eau d'irrigation à débit élevé peuvent être inférieures à celles d'une irrigation à débit normal, car les taux d'évapotranspiration n'imposent pas le moment ni l'importance de l'irrigation. Il serait bon de prévoir un emmagasinage pendant la période exempte de gel dans la région concernée. Étant donné qu'au Canada les périodes sans gel des régions exploitées varient de 80 à 220 jours, les capacités d'emmagasinage nécessaires varient également de façon considérable.

TABLEAU 37
Critères de qualité de l'eau recommandés pour l'irrigation à débit élevé

Problème d'irrigation	Importance du problème*	
	Aucun problème	Problème
Salinité (dS/m)	<4	4+
Perméabilité ou coefficient d'adsorption du sodium (agit sur le taux d'infiltration dans le sol)	<6	6+
Bore (mg/l)	<1,0	1+
pH (agit sur les plantes sensibles)	Plage normale 5,5 - 9,0	

* Dans l'hypothèse d'un sol très bien drainé et d'une fraction de lessivage de 1,0.

La superficie requise pour une irrigation à débit élevé dépend du volume des effluents déversés et du régime annuel d'épandage. L'irrigation à débit élevé consiste à épandre entre 50 mm et 100 mm d'eau sur le sol par semaine. L'épandage annuel, d'après une observation des périodes sans gel au Canada, serait donc compris entre 600 mm et 3000 mm. La superficie nécessaire à une irrigation à débit élevé correspond donc à une proportion variant entre 1/2 et 1/10 de la superficie utilisée pour l'irrigation à débit normal, lorsque le déficit d'humidité net annuel est de 300 mm. Les exigences de superficie peuvent se calculer à l'aide de l'équation:

$$S = V/10E$$

où S représente la superficie (en hectares), V, le volume d'eaux usées d'irrigation (en mètres cubes) et E, l'épandage annuel (en millimètres). Les essais d'infiltration à double boucle sont très probablement la meilleure méthode pour déterminer l'épandage annuel. On recommande d'effectuer des essais spécifiques à l'emplacement pour s'assurer que les sols peuvent supporter les taux d'épandage proposés. Dans les municipalités où il existe une croissance démographique, on recommande de concevoir un système qui tienne compte du volume futur des eaux usées. Ceci permet de modifier la superficie exigée et la conception au moment où le système est sous-alimenté. La zone tampon recommandée par les responsables en matière de réglementation doit être incluse dans les exigences relatives à la superficie.

Le principal objet de l'irrigation à débit élevé est le traitement des eaux usées; il est donc déconseillé de cultiver des plantes annuelles. Les plantes vivaces qui ne sont pas sensibles aux conditions humides seraient mieux adaptées à ce type de traitement. Selon Heindricks (1970) le lotier corniculé et le trèfle blanc sont les légumineuses qui résistent le mieux à l'inondation. Dans le cas des graminées, la fléole des prés, le phalaris roseau et l'agropyre élancé sont les plus résistantes (Bolton et McKenzie, 1974).

Le traitement préalable des eaux usées destinées à l'irrigation à débit élevé doit ressembler à celui des eaux d'irrigation à débit normal, c'est-à-dire comporter un traitement secondaire.

Les systèmes d'irrigation à débit élevé peuvent offrir un traitement des effluents dont les paramètres sont voisins de ceux de l'irrigation classique, à l'exception du $N\text{-}NO_3$. En raison des taux d'épandage élevés, le $N\text{-}NO_3$ atteint les eaux souterraines par lessivage. Une certaine partie de l'azote est volatilisée, dénitrifiée, immobilisée par les micro-organismes et utilisée par les plantes.

Les données sur l'efficacité des traitements proviennent de publications américaines sur l'irrigation à faible débit. Un certain nombre de systèmes décrits comme à faible débit dans ces publications sont considérés à débit élevé dans le présent manuel. Les données de Dickenson, du Dakota du Nord, (U.S. EPA, 1979) révèlent que l'épandage annuel moyen était de 150 dm, chiffre supérieur au déficit d'humidité au Canada. La qualité des eaux usées et des eaux souterraines après irrigation par des eaux usées ainsi que celle des eaux souterraines en l'absence d'une irrigation de cette nature sont décrites au tableau 38. L'épandage des eaux usées a entraîné une augmentation de la salinité, de la D.C.O. et du $N\text{-}NO_3$ dans les eaux souterraines.

TABLEAU 38
Résultats d'un traitement par irrigation à débit élevé (U.S. EPA, 1979)

Paramètre	Eaux usées épandues	Eaux souterraines	
		Témoin*	Essais**
pH	8,7	8,0	7,4
$D.B.O._5$ (mg/l)	42	1,0	1,0
D.C.O. (mg/l)	248	19	59
Conductivité (dS/m)	1,69	1,96	4,14
Chlorures (mg/l)	83	22	85
N-ammoniacal (mg/l)	6,9	0,3	0,4
N organique soluble (mg/l)	3,7	0,7	1,2
N-nitrates (mg/l)	1,5	0,4	1,8
P soluble (mg/l)	3,8	0,07	0,06
Coliformes fécaux	T.N.D.P.***	0	0

* Eaux souterraines d'une région non irriguée avec des eaux usées.
** Eaux souterraines d'une région irriguée avec des eaux usées.
*** Trop nombreux pour être dénombrés.

Les critères de surveillance des paramètres pour l'irrigation à débit élevé doivent être semblables à ceux d'un système à débit normal (tableau 36) mais pourrait être modifiés selon l'utilisation finale de l'eau récupérée. Si cette dernière doit être déversée, l'analyse doit comporter les paramètres stipulés dans les règlements fédéraux ou provinciaux. Les organismes d'hygiène publique peuvent exiger des analyses supplémentaires s'il faut recueillir et réutiliser directement les eaux souterraines améliorées.

7.2.3 Modes d'épandage

Il existe de nombreux modes d'épandage des eaux usées; le choix de l'un d'entre eux dépend de nombreux facteurs comme les caractéristiques du sol, les besoins énergétiques et la

disponibilité de la main-d'oeuvre. La plupart des modes les plus courants sont décrits brièvement dans les paragraphes suivants.

7.2.3.1 Irrigation par aspersion

Cette méthode consiste à épandre des eaux usées traitées en les faisant retomber comme des précipitations. Les principaux constituants d'un système d'aspersion sont la pompe et le moteur, la conduite principale d'alimentation, la conduite latérale, les conduites montantes et les têtes d'arroseurs. Le système peut être manuel, automatique, portatif ou fixe. La figure 21 présente un diagramme simplifié de ce type de système.

Les avantages et les inconvénients des systèmes de distribution par aspersion relativement aux systèmes de distribution en surface sont résumés au tableau 39.

Certains systèmes d'aspersion les plus populaires sont brièvement décrits ci-dessous:

a) Rampe montée sur roues. Ce système est composé d'une conduite latérale servant aussi d'essieu à des roues dont l'espacement est le même que celui des prises des conduites montantes des arroseurs (environ 12 m). Lorsqu'un parcours est terminé, on enlève la pression, et la rampe s'égoutte automatiquement. La rampe est alors déconnectée de la conduite principale puis déplacée mécaniquement jusqu'au début du prochain parcours. Le déplacement s'effectue grâce à un système, monté au centre de la conduite latérale, constitué d'un moteur à essence et d'une pompe hydraulique à l'huile transmettant un couple à la conduite latérale, ce qui permet de l'amener à l'endroit désiré. Une rampe normale a une longueur de 400 m, comporte 32 arroseurs et couvre 0,7 ha par parcours. Les rampes montées sur roues peuvent fonctionner sur des pentes atteignant 10 p. 100 et peuvent être utilisées sur des plantes dont la hauteur ne dépasse pas 1 m. Il est préférable que les champs soient rectangulaires.

b) Systèmes à pivot central. Ces systèmes sont constitués d'une rampe supportée par des tours élevées et fixées à un pivot au centre du champ. Ce système pivote durant l'irrigation et, par conséquent, demande peu de main-d'oeuvre. La vitesse de rotation peut être réglée pour contrôler l'épandage global. Il est possible d'utiliser une rampe à pivot central sur deux parcelles en la remorquant d'un pivot à un autre. Il suffit de tourner les roues des deux tours et de tirer à partir d'une extrémité avec un traceur agricole. Selon le type de plante, les conditions climatiques

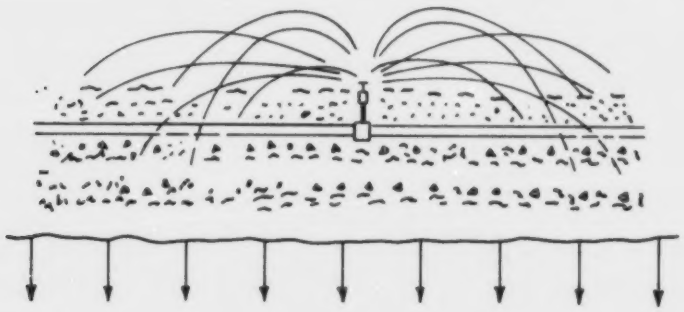


Figure 21
Schéma d'un système d'irrigation par aspersion

TABLEAU 39
Avantages et inconvénients d'un système d'épandage par aspersion

Avantages	Inconvénients
1. Peut être utilisé sur des sols à texture grossière et variables.	1. Les coûts d'investissements peuvent être élevés.
2. Peut être utilisé sur des profils de sols peu profonds.	2. Les coûts énergétiques sont supérieurs à ceux des systèmes d'irrigation en surface.
3. Peut être utilisé sur un terrain ondulé.	3. L'irrigation par aspersion avec de l'eau très saline peut provoquer la brûlure foliaire.
4. Peut être utilisé sur des sols facilement érodés.	4. Les systèmes de déplacement peuvent créer des ornières profondes dans certains sols.
5. Peut être utilisé à faible débit.	5. La distribution est modifiée par le vent.
6. Ne demande pas de main-d'oeuvre qualifiée.	6. L'entraînement par le vent accroît la possibilité d'une exposition du grand public aux eaux usées.
7. Peut être utilisé lorsque le niveau de la nappe phréatique est élevé.	
8. Peut être utilisé dans le cas d'épandages légers et fréquents.	
9. Le réglage et la mesure de la quantité d'eau épandues sont faciles.	
10. Perturbe très peu les cultures.	
11. L'épandage est généralement très efficace.	
12. Ne nécessite généralement pas de contrôle de l'eau d'aval ni de nouvel épandage.	

et les caractéristiques du sol, le système peut ou ne peut pas suffire à irriguer deux types de cultures. Il faut donc être très prudent lorsqu'on décide d'utiliser une rampe pivotante sur deux parcelles. Souvent, si les plantes ont des taux d'absorption différents et qu'elles ont besoin d'eau à des moments différents, il peut être souhaitable d'utiliser un pivot sur deux parcelles. Les systèmes peuvent ne comporter qu'une rampe de 100 m de longueur montée sur une tour ou une rampe de 800 m de longueur montée sur 18 à 20 tours. Les systèmes à pivot central peuvent fonctionner sur des pentes de 15 p. 100 et sur des cultures de 3 m de hauteur. Le champ idéal est circulaire; les champs ne doivent comporter aucune ligne électrique. Les systèmes à pivot central ont été modifiés pour convenir à l'épandage d'eaux usées en dirigeant les becs d'arrosage vers le bas au lieu du haut afin de réduire la formation d'aérosols. Cette modification a un avantage plus important, elle permet l'irrigation par temps froid, car l'eau n'entre pas en contact avec la superstructure où elle pourrait geler et s'accumuler jusqu'à ce que la structure s'effondre sous le poids de la glace. Cette caractéristique est particulièrement importante pour les systèmes à débit élevé qui peuvent fonctionner du début du printemps jusqu'à la fin de l'automne.

c) Système à déplacement manuel. Ces systèmes sont constitués de tubes d'aluminium de 9 m à 12 m de longueur, munis d'un arroseur à chaque extrémité. La rampe est déplacée manuellement, longueur par longueur, entre les parcours. L'utilisation de ces systèmes est actuellement restreinte à de petites surfaces pour lesquelles les coûts de main-d'oeuvre sont relativement minimes. Ces systèmes peuvent être agrandis de façon à donner des réseaux en tuyaux rigides fixes permettant une régulation de l'épandage au moyen de vannes; de plus, les différentes

parcelles peuvent être irriguées sans déplacer les tuyaux. Ces systèmes peuvent être utilisés sur des pentes avoisinant 30 p. 100, quels que soient la configuration du champ et le type de culture.

d) *Canon d'aspersion.* Les canons d'aspersion sont des becs arroseurs à grand diamètre qui déversent de 400 l/mn à 3000 l/mn. Les grandes buses sont particulièrement adaptées à l'épandage des déchets de parcs d'engraissement et des boues liquides. Ces systèmes ont été automatisés de plusieurs façons. En raison de la taille importante de la buse, les canons demandent une pression élevée pour bien diviser le jet d'eau. Ceci entraîne des coûts énergétiques élevés. Ces systèmes peuvent fonctionner sur des pentes de 20 p. 100 dans des champs à conformation irrégulière et sur tous les types de culture.

En raison de leur adaptabilité en ce qui concerne la topographie, le type de sol et la régulation de l'épandage, les systèmes d'irrigation par aspersion sont bien adaptés à l'épandage d'eaux usées. Il est facile de régler le débit et la quantité de matières épandues et, donc, d'obtenir un ruissellement minimal. L'obturation des buses n'est pas plus fréquente pendant l'épandage d'eaux usées traitées que durant l'irrigation avec la plupart des eaux superficielles. Les municipalités qui envisagent l'irrigation avec des eaux usées doivent contacter les organismes provinciaux ou les fournisseurs de matériel d'irrigation qui seront en mesure de les aider pour la conception des systèmes.

7.2.3.2 Irrigation de surface

L'irrigation de surface consiste à épandre l'eau à la surface du sol à une extrémité de la parcelle et à la laisser s'écouler par gravité. Les conditions favorables et défavorables à l'irrigation de surface sont présentées au tableau 40. Les méthodes d'irrigation de surface, comme l'irrigation par submersion, l'arrosage par billons et l'irrigation à la planche, ne sont pas recommandées avec des eaux usées car le ruissellement superficiel est important. Les méthodes comme l'irrigation à la planche, l'irrigation par bassin de retenue, l'irrigation par rigoles et l'irrigation par billons présentent certaines possibilités tant que l'on contrôle ou que l'on recueille l'eau d'aval ou de ruissellement.

a) *L'irrigation à la planche* est une forme d'irrigation régularisée de surface utilisant très efficacement l'eau et la main-d'oeuvre. La figure 22 illustre un système d'irrigation à la planche.

Cette méthode consiste à diviser le terrain en bandes de largeur égale parallèles à la direction de la pente descendante. La largeur des bandes de terrain est généralement de 5 m à 15 m, les facteurs à surveiller étant la pente transversale et la pente descendante (cette dernière ne doit pas dépasser 2 p. 100). Très peu de terrains à l'état naturel peuvent se conformer à ces exigences, et il faut généralement une certaine préparation.

Les bourrelets séparant les planches sont élevés à l'aide d'une adosseuse-traîneau ou d'un bouche-rigoles, par ordre de préférence. Il faut habituellement élever les bourrelets avant d'ensemencer. Ils ont généralement de 12 cm à 18 cm de hauteur après tassement. S'ils sont assez bas, on peut les ensemencer, et il n'y a aucune perte de production.

La longueur des bandes varie de 90 m à 800 m et dépend principalement de la topographie superficielle, de la texture du sol, de la profondeur de l'épandage et du débit de l'eau disponible. Les pentes descendantes et la texture du sol peuvent influer notablement sur la durée d'une irrigation. Les sols plus grossiers ont des vitesses d'infiltration plus élevées et demandent une irrigation plus courte pour empêcher l'infiltration excessive de l'eau. L'importance de l'écoulement d'eau d'arrosage déversé sur les planches dépend du taux d'infiltration, de la longueur et de la largeur de la bande, de la pente du terrain et de la profondeur d'épandage désirée. Il est

TABLEAU 40
Conditions favorables et défavorables à l'irrigation superficielle

Favorables	Défavorables
1. Manque de capitaux pour des méthodes plus sophistiquées.	1. Les coûts de nivellement peuvent être extrêmement coûteux.
2. Main-d'oeuvre qualifiée disponible à un coût raisonnable.	2. Une distribution uniforme n'est pas réalisable sur des sols perméables.
3. La topographie de surface ne demande que peu de modifications pour construire des pentes uniformes.	3. Il est nécessaire de limiter le ruissellement et d'avoir un système de récupération.
	4. Main-d'oeuvre qualifiée requise.
	5. Entretien périodique de la surface du sol pour maintenir des pentes uniformes.

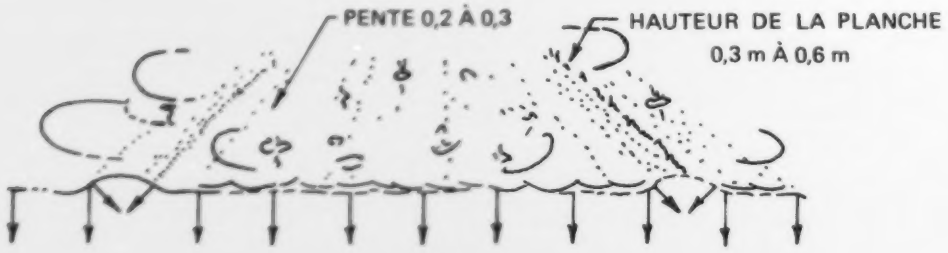


Figure 22
Schéma d'un réseau d'irrigation à la planche

parfois difficile d'irriguer correctement un sol de texture fine (argile) à pente forte sans empêcher des quantités importantes d'eaux usées de s'écouler à l'extrémité des planches et dans le réseau de drainage, car la vitesse d'infiltration est faible.

La durée d'irrigation de chaque bande est déterminée par le temps nécessaire pour réapprovisionner le sol en eau. Généralement, une bande est couverte en deux heures pour des sols grossiers et en cinq heures environ pour des sols à texture plus fine.

On recommande de construire un petit bourrelet (2/3 de la hauteur des bourrelets du champ) à l'extrémité inférieure du champ, surtout si l'on ne dispose pas d'une sortie de drainage. Cela permet de réduire la quantité d'eau d'aval et d'améliorer l'épandage d'eau à l'extrémité de la bande.

La méthode d'irrigation à la planche comporte des exigences topographiques restrictives; cependant il s'agit d'une des méthodes d'irrigation de surface les plus efficaces actuellement.

b) L'irrigation par rigoles (ou par sillons) est utilisée spécifiquement pour irriguer des cultures en ligne dont les sillons suivent la pente. Elle convient mieux à des sols à textures moyennes ou fines, car les sillons peuvent être plus longs. Les sillons sont formés par passage d'un

motoculteur entre les rangées de plantes; leur espacement dépend de l'espacement des plantes. Dans ce type d'irrigation, un courant d'eau est dirigé vers la rigole et y reste canalisé; le terrain n'est donc pas complètement inondé comme c'est le cas pour l'irrigation à la planche (figure 23).

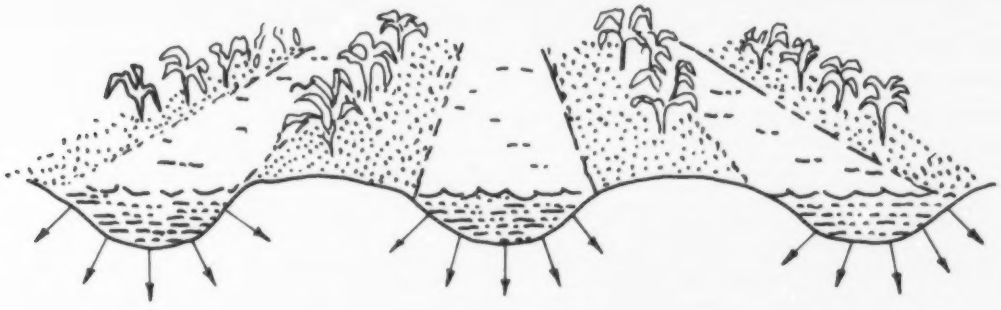


Figure 23
Schéma d'un système d'irrigation par rigoles

La longueur du terrain irrigué varie de 100 m à 400 m, selon la pente du terrain et la vitesse d'infiltration. Initialement, le courant d'eau le plus fort possible sans toutefois provoquer l'érosion du sol est dirigé dans les rigoles pour s'assurer que l'eau atteigne l'extrémité de cette rigole en un temps correspondant à 20 p. 100 à 25 p. 100 du temps total d'irrigation. On diminue alors l'importance du courant de façon à maintenir la rigole humide sur toute sa longueur pour terminer l'irrigation.

Cette technique limite le ruissellement et la perte par percolation profonde à l'extrémité supérieure du champ et permet une irrigation uniforme. Cependant, elle exige une main-d'oeuvre importante pour régler le courant d'eau d'arrosage. Les coûts de main-d'oeuvre de l'irrigation par rigoles d'infiltration sont plus élevés, et la durée d'une irrigation est plus longue (au moins le double) que ceux de l'irrigation à la planche. On peut diminuer les coûts de main-d'oeuvre en adoptant des tuyaux à vannes qui permettent de mieux contrôler l'alimentation d'eau vers les rigoles. Un tuyau à vannes est simplement un tuyau d'aluminium de diamètres différents muni de vannes ajustables disposées à des intervalles de 1 m. On peut également diminuer les besoins de main-d'oeuvre en adaptant aux deux extrémités des siphons automatiques munis de cuvettes retenant l'eau d'irrigation et l'eau d'amorçage lorsque le niveau de l'eau diminue dans la rigole.

Dans de bonnes conditions de gestion (c'est-à-dire une diminution du courant d'eau avec le temps), on obtient une efficacité atteignant 70 p. 100 à 75 p. 100. Cependant, de nombreux cultivateurs considèrent cela irréalisable; dans les faits, l'irrigation par rigoles d'infiltration a un rendement beaucoup plus faible. Le rendement est sacrifié pour économiser de la main-d'oeuvre. Une diminution d'efficacité entraîne des problèmes de salinité et d'alcalinité.

c) L'irrigation par billons (arrosage à la raie) est un mode d'irrigation par petites rigoles utilisé dans le cas de cultures semées très rapprochées. Les sillons sont creusés au moyen de pelles construites à cette fin qui sont fixées à une barre ou aux tiges d'un motoculteur. Cette

méthode est bien adaptée à un sol qui tend à former des croûtes ou à s'obturer lorsqu'il est inondé et à des champs présentant de légères irrégularités ou ayant une pente transversale trop prononcée où l'eau d'épandage doit être maintenue dans la bonne direction. Cette méthode permet d'irriguer de façon efficace des pentes atteignant 6 p. 100. Dans le cas où les pentes descendantes supérieures à 1 p. 100 prédominent, l'eau d'irrigation est généralement confinée dans les rigoles. Cependant, sur des sols à pentes descendantes inférieures à 1 p. 100 et à pente transversale très faible, on laisse l'eau inonder les rigoles et se répartir entre elles; les rigoles ne servent qu'à diriger l'eau. Pour permettre l'arrosage à la raie, les pentes transversales ne doivent pas dépasser 20 p. 100 de la pente descendante lorsque cette dernière est supérieure à 2 p. 100.

L'écartement des rigoles dépend en grande partie du type de sol; plus le sol est grossier, plus les rigoles sont rapprochées. L'écartement des rigoles varie de 46 cm à 110 cm. La longueur de la parcelle à irriguer dépend principalement du type de sol et de la pente descendante, car l'extrémité inférieure doit être suffisamment irriguée sans causer de perte importante par percolation profonde à l'extrémité supérieure du champ; elle varie de 100 m à 270 m.

Lorsqu'on élabore un système d'arrosage à la raie, il n'est pas aussi essentiel de tenir compte des pentes latérales que dans le cas d'un système d'irrigation à la planche, car l'eau d'irrigation sera, dans la plupart des cas, confinée aux rigoles individuelles.

Le courant d'eau pour chaque rigole est légèrement inférieur à celui utilisé dans l'irrigation à la planche. L'eau est généralement amenée dans les rigoles ou les sillons dans une conduite munie de vannes. D'habitude, les exigences en main-d'oeuvre sont très élevées et l'efficacité d'irrigation est inférieure à 75 p. 100.

7.2.3.3 Comparaison des coûts

L'ensemble des investissements et les coûts de fonctionnement d'un réseau d'irrigation par aspersion en Alberta sont résumés au tableau 41. On a émis les hypothèses suivantes:

a) il existe une source d'eau à l'extrémité du champ;

b) l'épandage annuel brut est de 250 mm d'eau;

c) 65 ha sont irrigués par des rampes mobiles montées sur roues;

d) 53 ha sont irrigués par un dispositif à pivot central;

e) les coûts de main-d'oeuvre sont de 8 $/ha;

f) le taux d'intérêt est de 15 p. 100.

Les coûts énergétiques correspondant aux besoins en électricité, en gaz naturel, en propane liquide et en carburant diesel varient selon les différentes régions du Canada. On s'est servi uniquement de carburant diesel pour la comparaison. Il est cependant probable que d'autres carburants ou formes d'énergie soient moins coûteux.

Il est difficile de calculer les coûts des méthodes d'irrigation superficielle, car les coûts de nivellement des terrains sont extrêmement variables. Une comparaison des coûts de deux méthodes d'irrigation de surface figure au tableau 42.

Le coût du terrain, si on doit l'acheter, est difficile à déterminer en raison de la variabilité de l'utilisation et de la valeur actuelles ou prévues. Ce coût ne peut être évalué qu'à partir de données spécifiques à l'emplacement. Cependant, il faut tenir compte du fait que l'achat d'un terrain est un investissement qui peut prendre de la valeur.

7.3 DIVERSES MÉTHODES DESTINÉES À AMÉLIORER LES EAUX USÉES TRAITÉES

Le paragraphe 7.2 porte sur les méthodes visant à optimaliser l'utilisation de l'eau et des sels nutritifs dans les eaux usées traitées pour la production agricole. La présente section

TABLEAU 41
Comparaison des coûts d'irrigation par aspersion (Ring, 1983)

Système	Coût en capital total (en dollars par 65 ha)	Dollars à l'hectare par année				
		Frais fixes annuels	Coût de la main-d'oeuvre	Entretien et réparations	Carburant diesel 0,29$/l	Total
Deux rampes montées sur roues	34 900	107	18	6	59	190
Quatre rampes montées sur roues	49 400	152	12	8	51	223
Pivot central	73 400	235	6	24	44	309
Canon automoteur alimenté par un tuyau s'enroulant autour d'un tambour	70 000	180	25	7	93	305

TABLEAU 42
Coûts de l'irrigation de surface (Ring, 1983)

Système	Coût en capital total (en dollars par 65 ha)	Dollars à l'hectare par année			
		Frais fixes annuels	Coût de la main-d'oeuvre	Entretien et réparations	Total
Irrigation à la planche	40 000	93	16	7	116
Canalisation à vannes (écoulement par gravité)	58 000	140	14	9	163

décrit des méthodes d'épandage dont le principal objectif est de fournir un traitement plus poussé des eaux usées. Certaines de ces méthodes permettent une production agricole.

7.3.1 Écoulement de surface

L'écoulement de surface, ou ruissellement, diffère essentiellement de l'irrigation par aspersion par le fait qu'une grande partie de l'eau épandue ruisselle et doit être recueillie puis déversée dans les eaux réceptrices ou emmagasinée en vue d'un traitement plus poussé. Un schéma de ce type de système est présenté à la figure 24.

Cette méthode de traitement des eaux usées est peu commune, et l'on ne dispose guère de données quant aux critères de qualité de l'eau. À l'heure actuelle, il serait conseillé d'utiliser les critères relatifs à l'irrigation à débit élevé, mentionnés au tableau 37, dans les aménagements pour l'irrigation par écoulement de surface.

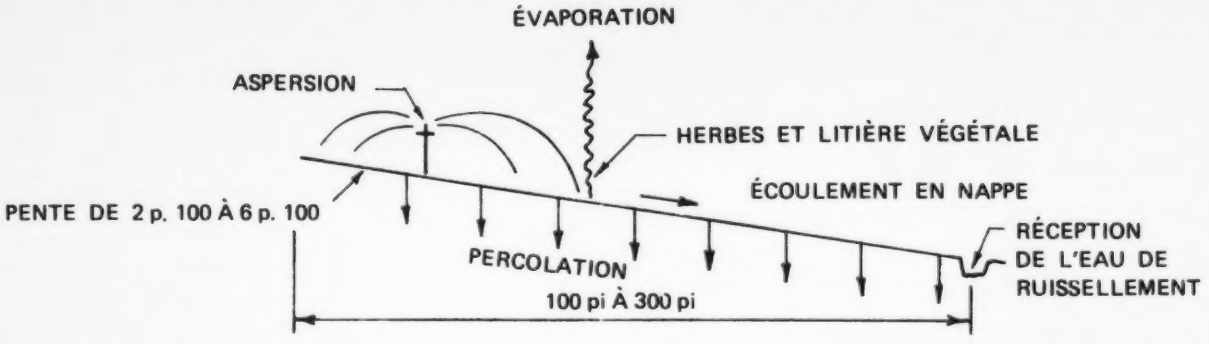


Figure 24
Schéma d'un système à écoulement de surface

L'écoulement de surface convient mieux à des terrains dont le sol superficiel est peu perméable ou qui comportent une couche limitant l'infiltration comme une croûte argileuse à des profondeurs de 0,3 m à 0,6 m. L'épaisseur et la qualité de la couche arable doivent être suffisantes pour assurer que les plantes-abris recouvrent bien le sol. Il est possible de concevoir un système d'écoulement de surface sur des sols très perméables en construisant une barrière artificielle permettant d'empêcher le mouvement descendant de l'eau dans le sol, bien que les coûts d'investissement d'un tel projet puissent être prohibitifs, sauf dans le cas des systèmes les plus petits. La nappe phréatique doit être à un mètre au moins, si l'on veut maintenir des conditions aérobies nécessaires à la croissance végétale. On peut procéder à un drainage souterrain pour abaisser le niveau de la nappe phréatique.

Les besoins d'emmagasinage en hiver sont semblables à ceux des réseaux d'irrigation.

L'écoulement de surface peut être employé à des endroits où le terrain est en pente douce, soit des pentes de l'ordre de 1 p. 100 à 12 p. 100. On peut construire des pentes sur un terrain pratiquement plat, et on peut faire installer un tel système lorsque la pente naturelle est supérieure à 10 p. 100. Dans le cas où il est impossible de réutiliser l'eau de ruissellement, on doit alors construire un système de drainage pour amener l'eau traitée. Le système doit respecter les normes fédérales et provinciales régissant le déversement dans les cours d'eau.

Le débit maximal saisonnier des eaux usées peut être déterminé par l'équation suivante:

$$D = P + DH/10 + SR$$

où
D = débit (cm/a)
P = perméabilité du sol (cm/a)
DH = déficit d'humidité (mm/année)
RS = ruissellement saisonnier (cm/a)

Les taux de perméabilité caractéristiques utilisés dans les systèmes à écoulement de surface sont compris entre 0,15 cm/h et 0,3 cm/h. Les taux de ruissellement varient généralement de 40 p. 100 en été à 80 p. 100 en début de printemps et à la fin de l'automne. Il faut déterminer le ruissellement réel par des études pilotes effectuées sur place.

On calcule l'aire des terrains nécessaires à l'aide de l'équation suivante:

$$S_t = 0{,}01\ P_t/E_s$$

où S_t = superficie totale (ha)

P_t = production annuelle totale d'eaux usées (m^3/a)

E_s = taux saisonnier d'élimination de l'eau (cm/a), déterminé d'après l'équation ci-dessus.

Les plantes-abris sont un constituant essentiel d'un réseau d'irrigation par ruissellement. Elles empêchent l'érosion du sol, absorbent les éléments nutritifs et créent un milieu permettant le traitement biologique des eaux usées. La plante joue le même rôle qu'un milieu rocheux ou plastique dans un lit bactérien classique.

Les plantes qui conviennent le mieux à un système d'irrigation par ruissellement sont les graminées ayant une longue saison de croissance, une tolérance élevée à l'humidité et une quantité importante de racines. Le phalaris roseau a une capacité d'absorption des éléments nutritifs très élevée et donne un foin de bonne qualité. Le ray-grass et la fétuque des prés conviennent également à ce type d'irrigation.

Les exigences relatives au traitement préalable des eaux usées sont les mêmes que celles de l'irrigation à débit normal.

L'efficacité d'élimination de la plupart des contaminants présents dans les systèmes d'irrigation par écoulement de surface dépend essentiellement de la charge, du climat et du type de plante-abri. Les matières organiques colloïdales et celles en suspension sont éliminées par sédimentation et filtration à travers les graminées et les couches organiques. Cependant, l'élimination des matières en suspension n'est pratiquement pas affectée par les températures froides ou par des modifications des paramètres de la charge. L'élimination du N total et de l'ammoniac est inversement proportionnelle au taux d'épandage, à la longueur de la pente et à la température du sol. La vitesse de nitrification diminue si l'épandage est continu. L'élimination du phosphore s'effectue par sorption sur les colloïdes argileux du sol et par précipitation sous forme de complexes insolubles de calcium, de fer et d'aluminium. Selon la teneur en colloïdes du sol, l'élimination du phosphore varie entre 40 p. 100 et 60 p. 100. L'élimination des oligo-éléments dépend de mécanismes semblables à ceux de l'élimination du phosphore.

L'élimination d'organismes pathogènes, comme les virus et les organismes indicateurs, est comparable à celle des systèmes de traitement secondaire classique en l'absence de chloration. Par conséquent, les organismes chargés de la réglementation peuvent imposer une chloration de l'eau de ruissellement avant que celle-ci ne soit déversée dans les cours d'eau.

Les pourcentages d'élimination caractéristiques de certains constituants sont donnés au tableau 43.

Il faut s'efforcer de maintenir les charges à l'intérieur des plages prescrites et donc élaborer un programme destiné à surveiller régulièrement les paramètres suivants:

a) taux d'épandage d'eaux usées (m^3/d),

b) débit de ruissellement (m^3/d),

c) qualité des eaux usées, y compris la $D.B.O._5$ et la D.C.O., la teneur en matières en suspension, en matières totales dissoutes, en azote total, en phosphore total, le pH et le C.A.S. (coefficient d'adsorption du sodium),

d) qualité de l'eau de ruissellement d'après les analyses mentionnées en *c*.

Il n'est généralement pas nécessaire de contrôler ces paramètres dans le sol et les eaux souterraines, car l'infiltration est minime dans ce type d'irrigation.

TABLEAU 43
Élimination de constituants caractéristiques dans les eaux usées ayant servi à l'irrigation par ruissellement

Constituant	Plage de l'élimination (%)
$D.B.O._5$	25 à 95
Matières en suspension	33 à 85
N total	50 à 82
P total	0 à 80
Calcium	63 à 85
Zinc	75 à 84

* Diminution par rapport aux teneurs des eaux usées non traitées.

7.3.2 Infiltration rapide

L'infiltration rapide (I.R.) se fait par épandage d'eaux usées (généralement prétraitées) contenues dans des bassins. Les eaux usées percolent à travers le sol, subissent diverses réactions physiques, chimiques et biologiques et atteignent la nappe phréatique. Les pertes d'eau par les plantes ou par évaporation est faible par rapport aux pertes par percolation. La charge doit être intermittente pour permettre la restauration des conditions aérobies dans le sol, conditions nécessaires pour poursuivre l'élimination des virus, des bactéries, des matières organiques et pour permettre l'oxydation de l'ammoniac en nitrate et l'élimination de l'azote par nitrification-dénitrification. Les conditions aérobies augmentent également le taux d'élimination du phosphore et des métaux lourds. La figure 25 illustre ce type de système.

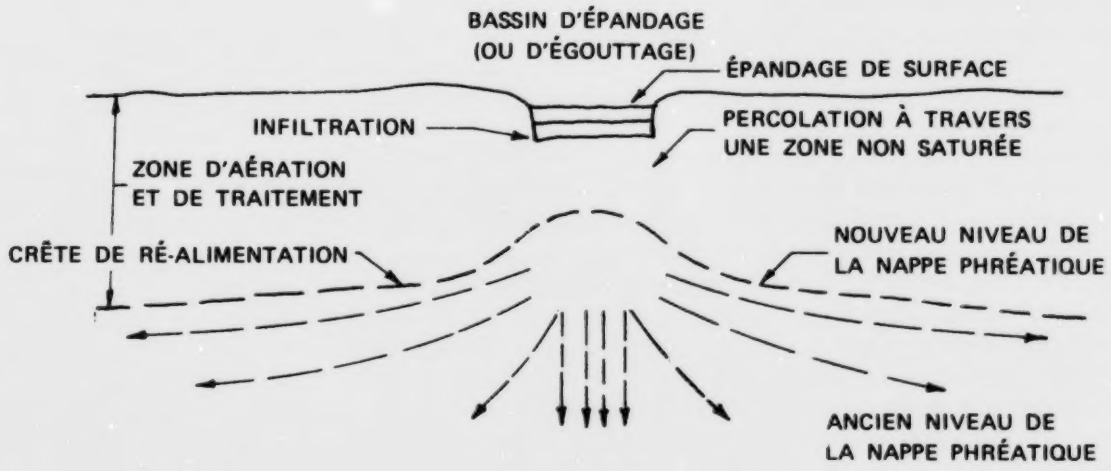


Figure 25
Schéma d'un système d'infiltration rapide

Il n'existe guère de données sur les critères relatifs à la qualité de l'eau dans le cas de l'infiltration rapide. Comme la végétation ne constitue pas un point essentiel du traitement, la salinité des eaux usées n'est, semble-t-il, pas importante dans l'évaluation du traitement. La salinité, les teneurs en bore, en azote et en phosphore acceptables seront régies par l'utilisation potentielle des eaux souterraines en aval du poste d'infiltration rapide. Toutefois, la perméabilité du terrain est très importante pour le rendement d'un tel système, c'est pourquoi, le coefficient d'adsorption du sodium de l'effluent doit être inférieur à 9.

Les conditions optimales d'un terrain se prêtant à l'infiltration rapide (I.R.) dépendent de la quantité d'eaux usées à traiter et du degré du traitement nécessaire. Généralement, il existe une relation inverse entre le taux d'épandage maximal des eaux usées et le degré de traitement. Un sol propre à permettre l'infiltration rapide est un loam sableux ou un sable limoneux uniforme et profond présentant les caractéristiques chimiques suivantes:

pH	6,0 à 8,5
Matières organiques	0,5 p. 100 à 3,0 p. 100
Conductivité électrique	2 dS/m
Coefficient d'adsorption du sodium	10
Capacité d'échange cationique	10 méq/100 g
Présence de $CaCO_3$ ou de $MgCO_3$ libres	

Les installations d'infiltration rapide demandent un sol granuleux et perméable. On recommande une distance minimale de 4 m entre la nappe phréatique et le fond du bassin avant de commencer la submersion. La superficie, la profondeur et la perméabilité des matières granuleuses sont des paramètres essentiels en ce qui concerne le choix du terrain, car le sol doit accepter et laisser écouler le volume prévu d'eaux usées vers la région de ré-alimentation. La distance entre la nappe phréatique et le bassin doit être au moins de 1 m durant l'irrigation. On peut remédier aux mauvaises conditions naturelles prévalant dans les eaux souterraines en installant des drains souterrains et(ou) des puits de récupération.

Une pente excessive restreint l'utilité d'une zone d'infiltration rapide. La pente maximale est celle qui maintient une infiltration vers le bas sans favoriser un déversement latéral prématuré. En général, la pente maximale est de 5 p. 100, à moins de devoir déplacer des quantités considérables de terre. Une topographie plane uniforme diminue les coûts de construction.

Le rendement des systèmes d'infiltration rapide est proportionnel à la température de l'eau épandue. Les temps de séjour dans les étangs et les bassins de stabilisation sont assez longs pour permettre une diminution importante de la température des eaux usées par temps froid prolongé. Si leur température est trop basse, il y a danger que les eaux usées gèlent avant de percoler à travers le sol. Par conséquent, il est déconseillé d'utiliser des étangs ou des bassins pour le traitement préalable à l'infiltration rapide, tant que l'on ne dispose pas d'installations d'emmagasinage par temps froid. Dans les régions où le traitement s'effectue parfois dans des bassins, ceux-ci sont généralement assez grands pour contenir les eaux usées lorsque la température est froide. Cependant, l'aire d'infiltration doit suffire à traiter la production annuelle d'eaux usées pendant les temps chauds. Les eaux usées provenant des installations de traitement dont les temps de séjour sont courts sont encore assez chaudes pour permettre un traitement continu par infiltration rapide et éliminer le besoin d'installations d'emmagasinage.

Le choix d'un terrain demande au préalable de déterminer la superficie approximative nécessaire au système d'infiltration rapide. Le calcul peut se baser sur les données concernant le débit des égouts et la quantité annuelle d'infiltration par unité de surface. La conductivité hydraulique nécessaire pour évaluer l'infiltration totale peut être déterminée à l'aide du tableau 44 et les calculs qui suivent. On suggère alors d'utiliser un facteur de 1,5 pour calculer l'aire nécessaire.

TABLEAU 44
Conductivité hydraulique de divers dépôts granulaires

Dépôt	Conductivité hydraulique (cm/s)
Sable et gravier propres, bien classés	10^{-1}
Sable propre, gravier modérément classé	10^{-2}
Sable et gravier modérément classés	10^{-3}
Sable et gravier mal classés	10^{-4}

La capacité d'infiltration se calcule selon la méthode suivante:

a) Calculer la conductivité hydraulique du site en centimètres par seconde.

b) Déterminer la charge et la convertir de centimètres par seconde en mètres par année (en multipliant par $3,15 \times 10^4$).

c) Évaluer la surface du terrain (ordonnée de la figure 26) en se servant de la courbe qui représente le mieux la charge hydraulique calculée.

d) La capacité d'infiltration maximale quotidienne du terrain en question correspond à la valeur de l'abscisse (figure 26).

Le taux d'infiltration doit être confirmé par des essais sur le terrain. L'aire nécessaire à un système d'infiltration rapide doit comprendre celle:

a) des bassins d'infiltration et des remblais,

b) du(des) bâtiment(s) abritant le matériel d'entretien et le laboratoire,

c) des installations de traitement, qui peuvent être sur place,

d) des chemins desservant le terrain,

e) des zones réservées à l'agrandissement et à une utilisation d'urgence,

f) des bandes tampons.

Le rôle de la végétation dans les bassins d'infiltration rapide est questionnable. Elle peut favoriser l'efficacité du traitement, mais elle tend à retenir la glace et rend donc l'irrigation plus difficile en hiver.

La plupart des systèmes d'infiltration rapide incorporent un traitement primaire ou secondaire avant l'infiltration, ce qui permet d'améliorer l'efficacité du traitement, de minimiser l'engorgement du sol, de diminuer les risques concernant la santé publique et de réduire les odeurs, etc. On déconseille généralement d'effectuer le traitement préliminaire en bassins de stabilisation pour les trois raisons suivantes:

a) l'entraînement des algues en été augmente l'engorgement du sol;

b) la diminution de la température des eaux résiduaires durant l'hiver accroît la probabilité de gel à l'interface d'infiltration des bassins;

c) l'aire nécessaire est plus grande.

On peut incorporer aux systèmes d'infiltration rapide des étangs de rétention à court terme, comme des bassins anaérobies ou des clarificateurs primaires. S'il est nécessaire d'éliminer l'azote, il faut un traitement primaire poussé pour s'assurer d'une teneur suffisante en carbone dans les eaux usées de façon à favoriser le processus de dénitrification.

Le traitement secondaire peut consister en n'importe quel procédé de rétention à court terme comme des lits bactériens, des disques biologiques, des boues activées, etc. qui ne

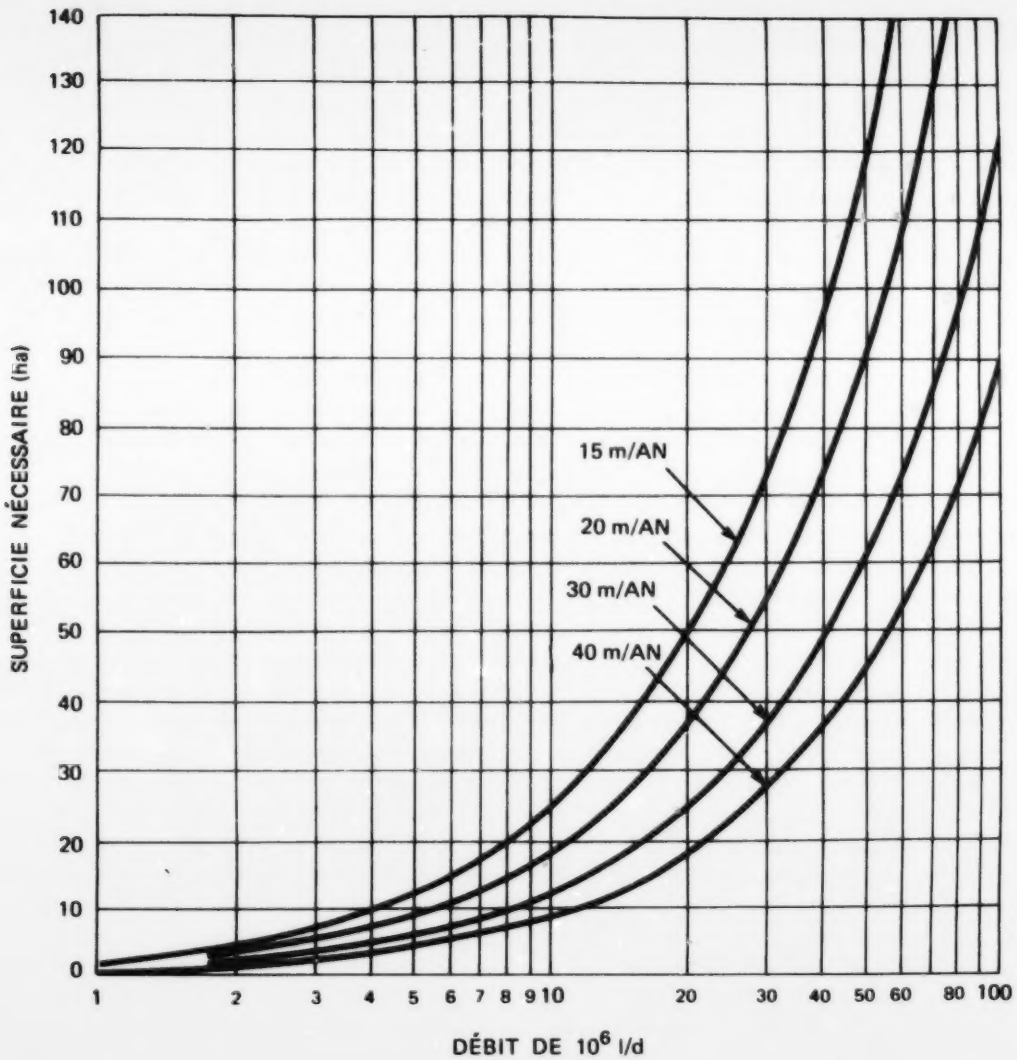


Figure 26
Détermination de l'aire nécessaire aux installations d'infiltration rapide

diminuent pas de façon importante la température des effluents. Les processus de nitrification et de dénitrification dépendent de la température et sont inactivés si cette dernière est inférieure à 5 °C.

Le cycle de chargement d'un bassin d'infiltration rapide dépend de l'objet du traitement. Si l'élimination optimale de l'azote est visée, il faut des périodes relativement courtes de chargement et de repos, afin que le sol du bassin soit alternativement aérobie et anaérobie.

Au Canada, les systèmes d'infiltration rapide nécessitent un réglage du cycle de chargement en fonction de la saison, car il faut parfois des périodes de repos plus longues pour permettre l'assèchement et l'aération du sol durant l'hiver. Il est possible de remédier aux problèmes qui surviennent pendant l'épandage d'hiver en diminuant le taux d'épandage et en augmentant sa durée et celle de la période de repos.

Le tableau 45 indique certains cycles de chargement proposés. Les valeurs données dans ce tableau le sont à titre de directives. Les cycles de chargement réels devraient tenir compte des conditions spécifiques au terrain.

TABLEAU 45

Cycles de charge hydraulique proposés pour des systèmes d'infiltration rapide (Alberta Environment, 1981)

Objectif du traitement préalable	Degré du traitement préalable	Saison	Période d'épandage (jours)	Période d'assèchement (jours)
Infiltration et vitesses de nitrification maximales	Primaire	Été	1 à 2	5 à 7
		Hiver	1 à 2	7 à 14
	Secondaire	Été	1 à 3	4 à 5
		Hiver	1 à 3	5 à 12
Élimination maximale d'azote	Primaire	Été	1 à 2	10 à 14
		Hiver	1 à 2	12 à 18
	Secondaire*	Été	7 à 9	10 à 15
		Hiver	9 à 12	12 à 18

* On présume que le traitement est déjà en place.

Après avoir déterminé le taux et le cycle de chargement, on peut calculer le taux d'épandage. Par exemple, si le taux de charge hydraulique est de 20 m/an, et si le cycle de chargement correspond à un jour d'épandage et sept jours d'assèchement, le taux d'application est alors:

$$\text{taux de charge hydraulique} \times \frac{\text{(temps de fonctionnement + temps d'arrêt)}}{\text{temps de fonctionnement}} \times \text{facteur de conversion d'un an à un jour} = \text{taux d'application quotidien}$$

$$20 \text{ m/an} \times \frac{(7 + 1) \text{ jour}}{1 \text{ jour}} \times \frac{1 \text{ an}}{365 \text{ jours}} = 0{,}44 \text{ m/d} = 44 \text{ cm/d}$$

Il faut utiliser le taux d'épandage pour déterminer la profondeur maximale des eaux épandues. Si le débit d'infiltration mesuré du bassin est de 15 cm/d, la profondeur maximale des eaux usées est alors de (44 - 15) cm/d = 29 cm.

En général, la profondeur maximale des eaux usées ne doit pas dépasser 46 cm, la profondeur préférée étant de 30 cm. Si le calcul de cette profondeur révèle que la limite

recommandée sera peut-être dépassée, il faut alors diminuer le débit ou régler le cycle d'épandage jusqu'à obtenir une profondeur acceptable.

Les sols constituent d'excellents mécanismes de filtration pour l'élimination des matières en suspension, de la $D.B.O._5$ et des bactéries. L'élimination de l'azote y est généralement faible à moins que l'on recrée des procédés spécifiques permettant d'alterner des conditions de nitrification et de dénitrification. Le réglage des cycles d'épandage, l'apport d'une source supplémentaire de carbone, l'utilisation de bassins recouverts de végétation, la diminution des taux d'épandage et le recyclage de l'eau régénérée peuvent entraîner au cours de l'été une élimination d'environ 80 p. 100 de l'azote, essentiellement par dénitrification. Le taux d'élimination en hiver est vraisemblablement inférieur car le processus de nitrification-dénitrification dépend beaucoup de la température. On peut diminuer la teneur en ammoniac au moins jusqu'à 1 mg/l.

L'élimination du phosphore varie entre 70 p. 100 et 99 p. 100, et elle dépend en grande partie des caractéristiques des sols. La capacité d'adsorption du phosphore par le sol n'est pas illimitée, c'est pourquoi l'efficacité des terrains servant au traitement par infiltration rapide et leur durée d'utilisation peuvent être restreintes par les caractéristiques du sol et des eaux usées. L'élimination réussie est également liée au temps de séjour des eaux usées dans le sol et à la distance parcourue.

Les systèmes d'infiltration rapide sont conçus pour traiter les eaux usées. L'eau peut ensuite être utilisée pour l'irrigation ou à des fins de loisirs (après récupération dans des puits ou des drains de sortie); elle peut aussi servir à réalimenter les eaux souterraines ou les eaux superficielles (dans le cas où les conditions appropriées sont réunies).

Un programme de surveillance doit veiller à la qualité des eaux usées, la qualité des eaux souterraines affectée par le système d'infiltration rapide et faire l'analyse, le cas échéant, des caractéristiques du sol utilisé. Plusieurs échantillons d'eaux souterraines doivent être prélevés aux endroits où l'on prévoit des effets de l'infiltration rapide et comparés à des échantillons provenant d'endroits où il ne se produit aucune infiltration d'eaux usées. Les données permettent d'évaluer les méthodes de fonctionnement, comme les cycles d'épandage, etc. et de prévoir la durée d'utilisation du terrain. Il faut conserver certains échantillons de sol pouvant servir de témoins.

Le tableau 46 présente un exemple de programme de surveillance pour un important système d'infiltration rapide. Les fréquences d'échantillonnage indiquées correspondent au fonctionnement normal. L'échantillonnage devrait être plus fréquent au début.

7.3.3 Système de terres marécageuses

En Amérique du Nord, récemment, on s'est de plus en plus intéressé aux possibilités offertes par l'aquaculture et l'épandage d'eaux usées sur des terres marécageuses pour les traiter. Des systèmes de traitement biologiques naturels comme les marécages et les terres inondables pourraient éliminer les constituants organiques et inorganiques des eaux usées en dégradant les composés toxiques, par exemple les phénols, et en diminuant la teneur en organismes pathogènes.

Même si l'absorption par les plantes est un aspect important en ce qui concerne l'élimination de contaminants, en particulier des sels nutritifs, elle n'est qu'un des mécanismes actifs d'élimination dans un environnement marécageux. Les principaux mécanismes d'élimination sont résumés au tableau 47. Ils ont été classés en mécanismes physiques, chimiques et biologiques, et leur action s'exerce dans la colonne d'eau, l'humus et la colonne de sol sous les plantes, ainsi qu'à l'interface des colonnes d'eau et du sol. Comme la plupart des transformations biologiques ont lieu à la surface ou près de la surface où sont fixées les bactéries, la présence de végétation et

TABLEAU 46
Programme de surveillance d'un important système d'infiltration rapide

Paramètre	Eaux usées épandues	Sol	Eaux souterraines		
			Puits sur l'emplacement	Puits en périphérie	Puits de référence
Écoulement	C	–	–	–	–
D.B.O.$_5$ ou C.O.T.	M	–	T	T	T
D.C.O.	M	–	T	T	T
Matières en suspension	M	–	–	–	–
N total	M	T	M	M	M
N à l'état de nitrates	–	–	M	M	M
P total	M	M	M	M	M
Coliformes fécaux	M	–	T	T	T
pH	M	T	T	T	T
Matières dissoutes totales	M	–	T	T	T
Alcalinité	M	–	T	T	T
Coefficient d'adsorption du sodium	M	T	T	T	T
Profondeurs de la nappe phréatique	–	–	M	M	M
Métaux lourds	P	P	P	P	P
Substances organiques à l'état de traces	P	P	P	P	P
Chlorures	M	–	M	M	M

* C: continue
M: mensuelle
T: trimestrielle
P: périodique ou au besoin

d'humus est donc très importante. Les systèmes marécageux sont conçus pour fournir une production maximale d'humus par une croissance végétale profuse et par la décomposition des matières organiques.

Jusqu'à récemment, on s'était tout particulièrement intéressé à l'utilisation des marécages naturels pour le traitement tertiaire des eaux usées. Cependant, les marécages artificiels ont une portée plus grande pour une utilisation générale et ne sont pas limités par les nombreuses préoccupations en matière d'environnement et les conflits d'utilisation propres aux régions marécageuses naturelles. Contrairement à ces dernières dont l'utilisation est limitée par la disponibilité et la proximité de la source d'eaux d'égout, il est possible de construire des marais artificiels selon un modèle donné et dans un but précis et obtenir des systèmes dont le rendement et la fiabilité sont supérieurs (Wile *et al.*, 1982).

On peut créer des marécages artificiels pratiquement partout, mais il est préférable d'utiliser des régions marginales pour diminuer toute concurrence avec d'autres utilisations agricoles. En Ontario, on a construit des systèmes expérimentaux sur des sols lourds argileux, à Listowel (Black *et al.*, 1981), et dans un bassin de résidus miniers abandonné à Cobalt. À Humboldt (Saskatchewan), une installation expérimentale constituée de bassins de rétention et de fossés utilise des substrats de gravier et de sol naturels (Lakshamn, 1980). Le nivellement et l'excavation représentent un facteur financier important, et la topographie constitue un critère appréciable

TABLEAU 47

Mécanismes d'élimination des contaminants des eaux usées dans des terres marécageuses

Mécanismes	Contaminant*								Description
	Matières décantables	Matières colloïdales	D.B.O.$_5$	Azote	Phosphore	Métaux lourds	Matières organiques réfractaires	Bactéries et virus	
Physiques Sédimentation	P	S	I	I	I	I	I	I	Decantation des matières par gravité (et des contaminants) dans les étangs ou les marécages.
Filtration	S	S							Filtration mécanique des particules à mesure que l'eau pénètre dans les substrats, les racines ou les poissons.
Adsorption		S							Force d'attraction entre les particules (force de van der Waals).
Chimiques Précipitation					P	P			Formation de composés insolubles ou coprécipitation avec ces composés.
Adsorption					P	P	S		Adsorption sur des substrats et à la surface des plantes.
Décomposition							P	P	Décomposition ou altération de composés moins stables par des phénomènes comme le rayonnement ultra-violet, l'oxydation et la réduction.
Biologiques Métabolisme bactérien**		P	P	P			P		Élimination des matières colloïdales et des matières organiques solubles par des bactéries en suspension, des organismes benthiques et des bactéries fixées sur les plantes. Nitrification-dénitrification bactérienne.

Mécanismes	Contaminant*								Description
	Matières décantables	Matières colloïdales	D.B.O.$_5$	Azote	Phosphore	Métaux lourds	Matières organiques réfractaires	Bactéries et virus	
Métabolisme végétal**							S	S	Absorption et métabolisme des matières organiques par les plantes. Les excrétions des racines peuvent être toxiques pour les organismes d'origine entérique.
Absorption par les plantes				S	S	S	S		Dans des conditions appropriées, ces contaminants sont absorbés en quantité importante par les plantes.
Décomposition naturelle								P	Décomposition naturelle des organismes dans un environnement défavorable.

*P: effet primaire; S: effet secondaire; I: effet incident (effet se produisant incidemment pour éliminer un autre contaminant).
**: Le terme métabolisme englobe la biosynthèse et le catabolisme.

dans le choix du terrain. Dans les sols lourds argileux, l'épandage de mousse de tourbe ou de terre arable augmente la perméabilité du sol et accélère la croissance végétale initiale.

L'aire du terrain dépend de la charge hydraulique. Par exemple, pour un débit de 200 m^3/ha/d, une communauté dont le débit de 4546 m^3/d aurait besoin de 27 ha de terrain marécageux, sans compter le terrain réservé aux installations de traitement.

Les quenouilles à feuilles larges, *Typha* spp. et les scirpes, *Scirpus* spp. constituent une espèce végétale idéale pour la création de marécages artificiels, car elles sont très répandues dans la nature, résistantes, supportent des conditions environnementales très diverses et se reproduisent facilement. Elles peuvent également produire une biomasse annuelle importante et beaucoup de racines et créer une interface surface-eau végétale étendue, propice à l'activité bactérienne. La récolte de ces plantes permet également d'éliminer une quantité supérieure de N et de P par rapport à la plupart des autres espèces végétales.

Une configuration géométrique dont le rapport entre la longueur et la largeur est élevé ou dont la distribution d'écoulement est uniforme grâce à des bermes ou à des barrières internes est essentielle à la construction de ces marécages artificiels. Une telle distribution de l'écoulement empêche le court-circuitage et assure un contact maximal entre les eaux usées et les matières végétales et humiques.

D'après les résultats obtenus jusqu'à présent dans le projet de Listowel (Black *et al.*, 1981), on peut obtenir un traitement maximal avec des taux de charge hydraulique de quelque 200 m^3/ha/d et des temps de séjour d'environ 7 jours. On peut régler le temps de séjour indépendamment de la charge hydraulique en jouant sur la profondeur du liquide. Il est préférable d'avoir une profondeur importante en hiver pour compenser les effets de la glace et de la neige.

Il est possible de concevoir des marécages artificiels qui acceptent des eaux usées n'ayant subi qu'un traitement préalable minime (tamisage et dilacération grossiers). Cependant, le degré du traitement préalable influe sur la qualité des effluents finaux; il faut donc tenir compte des objectifs globaux du traitement. D'après les études effectuées à Listowel, il est souhaitable de prétraiter les matières en suspension et la $D.B.O._5$ pour empêcher l'accumulation des boues et pour réduire la demande d'oxygène dans les couches supérieures du marécage. Étant donné qu'il n'existe aucun mécanisme permettant d'éliminer de façon permanente le phosphore dans un marécage, il faut également diminuer la teneur en phosphore par prétraitement chimique, afin d'obtenir une élimination satisfaisante. En Ontario, les conditions optimales seraient, estime-t-on, un étang aéré facultatif (séjour de 5 à 10 jours) avec addition continue d'alun ou de chlorure ferrique pour diminuer la $D.B.O._5$, la teneur en matières en suspension et en phosphore. Ce traitement est possible à un coût d'investissement et de fonctionnement minime.

L'efficacité de traitement d'un système marécageux dépend de nombreux facteurs: entre autres, la conception, la charge hydraulique, le temps de séjour, la température, la qualité des eaux usées, etc. Les plages à l'intérieur desquelles varient les différents paramètres et dont font état différents auteurs sont mentionnées ci-dessous (Reed et Bastian, 1980).

Constituant	Efficacité d'élimination (%)
$D.B.O._5$	50 à 90
D.C.O.	50 à 90
Azote	30 à 98
Phosphore	20 à 90

Les paramètres relatifs à l'efficacité de traitement de l'installation de Listowel, un marais canalisé recevant les effluents de cuves d'aération, durant la première année de fonctionnement, étaient les suivants (Black *et al.*, 1981).

Constituant	Taux d'élimination (%) (plage saisonnière)
$D.B.O._5$	74 à 97
Matières en suspension	85 à 98
P total	71 à 99
P soluble	- 97 nég.
N total	30 à 93
N-ammoniacal	4 à 99

Les charges doivent être maintenues à l'intérieur des limites de capacité des installations; par conséquent, il y a lieu d'établir un programme régulier destiné à contrôler les paramètres suivants:

a) le taux d'épandage des eaux usées (m^3/d);

b) les débits de déversement (m^3/d);

c) la qualité des eaux usées, y compris la $D.B.O._5$ et la D.C.O., les teneurs en matières en suspension, en matières totales dissoutes, en azote total, en phosphore total, le pH et le coefficient d'adsorption du sodium;

d) la qualité des eaux déversées d'après des analyses résumées ci-dessous au point (*c*).

Un contrôle des paramètres relatifs au sol et aux eaux souterraines n'est pas utile dans le cas d'un système de marécages, sauf en cas d'infiltration importante.

7.4 AUTRES MÉTHODES D'ÉLIMINATION DES EAUX USÉES

Dans certains cas, les eaux usées ne peuvent être réutilisées (par exemple, si elles sont trop salines), et il n'existe aucun plan d'eau approprié pour les recevoir. Il faut donc envisager leur élimination.

Avant la mise sur pied de systèmes de traitement, de nombreux centres urbains, villes et villages des Prairies laissaient généralement les eaux usées s'évaporer. Le principal paramètre à considérer au moment de la construction d'un système est le volume d'eaux usées à emmagasiner, qui déterminera également la profondeur et la superficie du bassin de stabilisation. On obtient ce volume en calculant le volume correspondant au gain ou à la perte nets provenant des précipitations et de l'évaporation sur une période allant de trois à cinq ans.

On utilise fréquemment un système de bassin à deux cellules. La cellule primaire est conçue pour satisfaire aux critères relatifs à la $D.B.O._5$ en fonction du climat local. La deuxième cellule sert à combler la différence entre le volume total d'emmagasinage nécessaire et le volume de la cellule primaire.

La profondeur et la surface du système dépendent en grande partie du rôle du bassin et de son emplacement. La profondeur maximale dépend de la construction du bassin d'emmagasinage: avec des remblais ou des levés de terre sur un terrain uniforme, ou des digues sur un cours d'eau naturel ou dans une gorge. La profondeur maximale des étangs endigués varie de 3 m à 6 m.

Le bassin de stabilisation doit être entouré d'un sol argileux compacté pour limiter l'infiltration. Il est souhaitable d'obtenir un taux d'infiltration inférieur à 0,15 cm/d.

Il existe d'autres points dont il faut tenir compte au moment de la construction, comme la portée du vent et le besoin de roches pour protéger les digues. Ces considérations sont abordées dans les ouvrages d'ingénieries servant habituellement de référence.

7.5 ÉTUDE DE RENTABILITÉ

Il y a lieu d'effectuer une étude comparative de rentabilité des divers systèmes d'épandage proposés, des possibilités d'amélioration et d'élimination et des différentes méthodes de traitement mécanique.

Les investissements les plus importants sont:

a) les coûts de construction y compris les frais généraux et les bénéfices;

b) l'exploration du terrain, les coûts de conception et des services d'ingénierie durant la construction;

c) les services administratifs et du contentieux;

d) les coûts de mise en route;

e) les intérêts et

f) les coûts d'achat du terrain, du relogement des populations, le droit de passage et les servitudes foncières.

L'achat du terrain est généralement inclus dans les frais. Cependant, on peut considérer que cette dépense est un investissement si la valeur du terrain s'accroît avec le temps. Le coût du matériel de distribution est donné aux tableaux 41 et 42.

Les coûts de fonctionnement et d'entretien sont les suivants:

a) besoins énergétiques,

b) main-d'oeuvre,

c) approvisionnement destiné à l'entretien du système,

d) contrôle et

e) produits chimiques.

Les bénéfices proviennent:

a) de la vente des cultures,

b) de la vente des eaux usées traitées, sous réserve d'une autorisation légale, ou de la collecte des frais de fonctionnement et d'entretien et

c) de la location du terrain, ce qui offre à la municipalité la possibilité de l'utiliser à des fins agricoles.

7.6 UTILISATION DU LIQUIDE SURNAGEANT

Le liquide surnageant provient du traitement et de la manutention des boues dans de grandes usines d'épuration mécanique des eaux d'égout. Les boues digérés sont souvent transportées vers les bassins de stabilisation où on les laisse décanter, puis le liquide riche en éléments nutritifs est extrait après décantation et ramené à l'usine pour traitement plus poussé. Dans certaines installations, on laisse décanter les boues dans le digesteur, et le surnageant est pompé directement vers le clarificateur primaire. Les caractéristiques du liquide surnageant de l'usine d'épuration de Calgary sont résumées au tableau 48.

TABLEAU 48
Caractéristiques chimiques du liquide surnageant (Calgary)

Paramètre	Moyenne sur 12 échantillons
pH	7,0 - 8,5
Conductivité électrique (dS/m)	4,1 (1,0)*
Ca + Mg (mg/l)	123 (18)
Na (mg/l)	103 (16)
Cl (mg/l)	30 (20)
HCO_3 (mg/l)	2200 (470)
Coefficient d'adsorption du sodium	2,3 (0,3)
P total (mg/l)	31 (5,9)
N-nitrate (mg/l)	3,1 (2,9)
N-ammoniacal (mg/l)	438 (115)
N total de Kjedahl (mg/l)	458 (96)
D.C.O. (mg/l)	834 (239)

* Les valeurs données entre parenthèses sont des écarts-type.

Même si la conductivité électrique (C.E.) est élevée, environ 70 p. 100 des électrolytes sont du NH_4 absorbé par les plantes et qui ne contribue donc pas à la salinité du sol.

Un projet-pilote destiné à traiter sur place le liquide surnageant, parrainé par la Ville de Calgary et effectué par des employés de la Ville et du ministère de l'Environnement de l'Alberta, a été mis sur pied en 1972. L'objectif du projet était de se servir du système pour éliminer le phosphore par adsorption sur le sol, et l'azote, par nitrification-dénitrification (Alberta Environment, 1975). Le liquide surnageant était épandu deux fois par semaine sur une parcelle nivelée drainée au moyen de tuyaux très rapprochés, ce qui permettait de régulariser le niveau de la nappe phréatique. On a mesuré la qualité des eaux usées et la quantité de surnageant épandu ainsi que le ruissellement et l'écoulement dans les drains. Les taux d'élimination du N et du P atteignaient 95 p. 100 et 99 p. 100, respectivement pendant les deux années; cependant ce projet a été interrompu après quatre ans en raison de la diminution considérable du taux d'infiltration qui entraînait un ruissellement excessif à partir de la base de la parcelle. On ignore la raison de l'engorgement. La parcelle avait été établie sur un till de texture moyenne ou fine; dans la région, il n'y a pas de sol à texture grossière.

7.7 APPLICATIONS PARTICULIÈRES DE L'IRRIGATION

Le présent manuel traite généralement de l'utilisation des effluents d'eaux résiduaires et des boues sur les cultures fourragères et céréalières. L'irrigation par des eaux usées provenant d'installations de traitement des déchets d'origine urbaine peut être et a été utilisée de façon satisfaisante pour d'autres types de cultures.

7.7.1 Forêts

Pendant cinq ans, on a épandu des effluents traités sur un peuplement de pins et d'épinettes assez près de la maturité (Graveland, 1980). La chimie des sols et des eaux souterraines est restée pratiquement la même, mais la production de bois dans la parcelle irriguée avec les effluents était supérieure de 35 p. 100 à celle de la parcelle adjacente non irriguée (voir Annexe D).

Le taux d'évapotranspiration potentiel et les besoins en éléments nutritifs de la forêt n'ont pas été établis au même degré que ceux des cultures. Généralement, les besoins en eau et en éléments nutritifs des essences forestières sont inférieurs à ceux des cultures. Il faut donc consulter des experts locaux lors de la conception de tels systèmes.

Le coût du matériel est élevé car on utilise généralement un système d'irrigation fixe à tuyaux solides. L'écartement des becs d'arrosage est généralement moindre qu'avec des plantes d'intérêt agricole à croissante lente, car les arbres forment un obstacle au jet d'arrosage. On recommande également d'utiliser des pressions inférieures dans les buses pour diminuer le risque d'érosion de l'écorce des arbres. Les économies réalisées avec ce type d'épandage dépendent habituellement du coût des installations de traitement mécanique. L'épandage d'eaux usées en forêt a été utilisé essentiellement dans des installations non permanentes comme des camps de construction ou à des endroits où les déversements sont absolument interdits.

7.7.2 Gazon

Des effluents et des mélanges d'effluents d'origine urbaine ainsi que le liquide extrait des bassins de décantation des boues (liquide surnageant) ont été utilisés pour irriguer et fertiliser du gazon commercial cultivé en Alberta. Ces expériences n'ont pas permis de recueillir des données détaillées; cependant, on a éliminé des quantités importantes d'azote dans les parcelles où le gazon était récolté. La production de gazon commercial, combinée à l'épandage de liquide surnageant, présente des avantages car la culture du gazon demande de grandes quantités d'azote dont le liquide surnageant est une excellente source.

7.7.3 Terrains de golf

Les terrains de golf ont des besoins élevés en eau et en éléments nutritifs et sont souvent situés près des usines d'épuration des eaux d'égout d'origine urbaine, c'est pourquoi l'irrigation des parcours de golf avec des eaux usées constitue une bonne solution. S'il est impossible de déverser les eaux d'égout du club dans un système municipal, les responsables du terrain doivent en assurer eux-mêmes l'épuration et l'élimination. L'irrigation peut s'avérer la seule solution pratique. Dans ce cas, l'utilisation optimale du club de golf doit coïncider avec les besoins optimaux d'irrigation des verts et des allées; cependant, les volumes d'effluents produits dans certains clubs de golf autonomes ne satisfont pas tous les besoins d'irrigation des terrains. Il faut alors trouver d'autres sources pour y suppléer.

La plupart des organismes de réglementation considèrent favorablement l'irrigation des terrains de golf avec des eaux usées sous réserve de certaines conditions: entre autres, il faut que les eaux usées aient reçu un traitement secondaire et une chloration et que le club pose des affiches informant les golfeurs que l'irrigation des parcours est réalisée avec des eaux usées mais en dehors des heures de fréquentation.

7.7.4 Pépinières d'arbres à valeur commerciale

L'irrigation des pépinières d'arbres à valeur commerciale est pratiquée dans un certain nombre d'endroits au Canada; cependant, on n'a pas encore déterminé de façon scientifique les avantages et les inconvénients de cette méthode.

Chapitre 8

ÉPANDAGE DES BOUES D'ÉPURATION D'ORIGINE URBAINE

L'épandage des boues d'épuration d'origine urbaine consiste à les épandre à la surface du sol ou à les incorporer dans le sol. Il existe deux approches différentes à l'épandage des boues d'épuration: (*a*) l'utilisation des propriétés des boues pour fertiliser et conditionner le sol, et (*b*) l'élimination des boues.

L'épandage des boues d'épuration permet de recycler les ressources et est en général plus économique que leur élimination. Les boues contiennent la plupart des substances nutritives nécessaires à la croissance végétale et constituent un bon engrais. De plus, les matières organiques des boues améliorent la capacité des sols à retenir l'eau et les substances nutritives et facilitent le labourage du sol. L'élimination des boues sur le sol gaspille les sels nutritifs contenus dans les boues ainsi que les propriétés de conditionnement du sol; elle peut entraîner la pollution des eaux souterraines à moins que le système d'élimination des boues ne soit conçu et géré de façon adéquate.

Parmi les systèmes d'épandage applicables au Canada, citons: (*a*) l'utilisation des boues sur des terrains agricoles et forestiers, pour la bonification des terres et la restauration des couvertures végétales; et (*b*) l'élimination des boues d'épuration dans des décharges et des terrains choisis à cette fin.

8.1 PRODUCTION DE BOUES D'ÉPURATION

Les boues d'épuration sont le résidu obtenu lors du traitement des eaux usées destiné à en éliminer les matières solides, les matières organiques solubles et, jusqu'à un certain point, les éléments nutritifs et les agents pathogènes qui contribuent à la pollution du milieu. Une forte proportion de ces matières se retrouve dans les boues.

Dans beaucoup de petites localités du Canada, on se sert de bassins de stabilisation pour traiter les eaux usées (section 3.2). Il s'agit de bassins creusés dans le sol, dans lesquels des bactéries et des algues contribuent à dégrader les matières organiques, tandis que les matières solides se déposent dans l'étang où elles sont décomposées de façon anaérobie. Bien qu'il y ait accumulation d'une certaine quantité de matières solides, celles-ci ne doivent être éliminées que très peu souvent, sinon jamais.

En général, les municipalités plus grandes sont équipées de systèmes de traitement mécanique pouvant comprendre un traitement primaire, un traitement secondaire et, dans bien des cas maintenant, un traitement tertiaire. Le traitement primaire consiste en la séparation des matières solides et des liquides par gravité dans un clarificateur ou un bassin de décantation primaire. Les matières solides décantées, dites boues d'égout primaires, sont en général stabilisées dans des digesteurs avant d'être rejetées. Les matières organiques solubles du clarificateur primaire sont déversées dans l'effluent et ne sont ni traitées, ni éliminées de quelque façon que ce soit.

Au cours du traitement secondaire, les matières organiques solubles sont dégradées et éliminées dans des bassins à boues activées, des lits bactériens, des fossés d'oxydation ou d'autres appareils du même genre. Ces systèmes, comme les étangs de traitement des eaux usées, font intervenir une population bactérienne stable pour décomposer et utiliser les matières organiques comme source alimentaire, mais à des vitesses beaucoup plus importantes, ce qui entraîne la production d'une biomasse dite boues activées résiduaires. L'excédent de boues activées est habituellement digéré en même temps que les boues d'égout primaires. En général, mais pas toujours, le traitement mécanique secondaire est précédé d'un traitement primaire.

Le traitement tertiaire sert à améliorer encore la qualité de l'effluent pour qu'il soit conforme aux besoins des eaux réceptrices. Le traitement tertiaire comprend l'addition de produits chimiques pour éliminer le phosphore, la nitrification-dénitrification, l'adsorption sur charbon actif et la filtration des effluents. Ce type de traitement peut augmenter la quantité de matières solides, c'est-à-dire la production de boues d'égout primaires ou de boues activées résiduaires.

8.2 CARACTÉRISATION DES BOUES

La caractérisation des boues est la première étape nécessaire au moment de la conception des systèmes d'épandage. Les caractéristiques dont il faut tenir compte sont les suivantes:

a) les quantités actuelles et futures de boues,

b) la proportion de matières solides totales et de la perte au feu,

c) la teneur en azote, en phosphore et en potassium,

d) la présence de métaux lourds (principalement le cadmium, le cuivre, le nickel et le zinc) et de polluants organiques,

e) la présence d'agents pathogènes et de parasites.

8.2.1 Quantité

Dans une municipalité donnée, la production de boues est fonction d'un certain nombre de variables, entre autres, le type de services (égouts unitaires ou séparatifs), le degré et le type d'industrialisation, la quantité d'alimentation-infiltration et le mode de traitement en vigueur. La quantité et la qualité des boues produites peut donc varier considérablement d'une municipalité à l'autre, mais il est possible de faire des généralisations. On trouve au tableau 49 des données généralisées concernant les boues obtenues pour divers degrés de traitement des eaux usées; elles sont basées sur les résultats obtenus au cours d'une enquête effectuée en Ontario (Schmidtke, 1981).

La masse et le volume de boues produites augmentent avec le degré de traitement des eaux usées. Le traitement primaire produit environ 80 g de matières solides par personne par jour, avec une teneur en matières solides variant d'environ 2 p. 100 à 9 p. 100. Les boues d'égout primaires contiennent en général une proportion importante de sable et d'autres matières inertes. Les boues activées résiduaires comprennent surtout des matières solides organiques d'origine bactérienne, dont la teneur en matières solides s'élève entre 0,5 p. 100 et 2 p. 100 lorsqu'on s'en débarrasse. Les traitements primaires et secondaires réunis produisent environ 115 g de matières solides par personne par jour, avec une teneur en matières solides entre 2 p. 100 et 6 p. 100.

TABLEAU 49
Production de boues: données proposées*

Traitement	Kilogrammes par personne par jour	Proportion (% vol.) de l'effluent	Matières sèches (kg) par $m^3 \times 10^3$
Primaire classique	0,077	0,20	120
Primaire amélioré	0,109	0,32	169
Boues activées classiques	0,114	0,38	173
Boues activées améliorées**	0,145	0,51	217

* Données tirées de Schmidtke (1981) en supposant que le débit de l'effluent est de 658 l/personne/jour.
** L'indicateur "améliorée" signifie qu'on ajoute des produits chimiques pour éliminer le phosphore.

Lorsqu'on ajoute des sels de fer ou d'aluminium pour éliminer le phosphore, la production de boues peut augmenter d'environ 40 p. 100 dans le cas du traitement primaire et de 25 p. 100 dans le cas d'un traitement primaire-secondaire combiné.

La digestion sert à stabiliser des boues, à réduire leur teneur en agents pathogènes et à réduire la masse à rejeter. Pendant la digestion, la décomposition microbienne des matières organiques contenues dans les boues réduit la masse d'environ 40 p. 100.

8.2.2 Composition

La qualité et les propriétés physiques des boues varient fortement, selon le type d'égout, le degré et le type d'industrialisation ainsi que le degré et le type de traitement. En général, les polluants contenus dans les eaux d'égout sont concentrés dans les boues d'épuration, car l'objectif premier du traitement des eaux usées est de produire un effluent de grande qualité.

Les rejets domestiques et industriels dans les eaux d'égout d'origine urbaine peuvent contenir des métaux lourds, des composés azotés, du phosphore, une variété de composés organiques complexes et des agents pathogènes. Dans les systèmes de traitement biologique, la plupart de ces composés forment des complexes avec les flocs bactériens qui les décomposent et(ou) les sorbent. Il y a aussi accumulation dans les boues de produits chimiques comme la chaux ou les sels de fer ou d'aluminium utilisés pour éliminer le phosphore. On trouve au tableau 50 des données relatives à la qualité des boues digérées dans plusieurs installations du ministère de l'Environnement de l'Ontario (OMOE, 1977).

Environnement Canada a terminé récemment (1983) une étude sur les substances organiques toxiques présentes dans les boues produites au Canada par des usines d'épuration des eaux usées. Les données révèlent l'accumulation de nombreux composés jusqu'à des teneurs de l'ordre de trois à quatre fois supérieures à celles présentes dans les effluents. Comme le montre le tableau 51, les composés les plus susceptibles de s'accumuler sont, semble-t-il, les phtalates, les composés aromatiques polycycliques et les composés chlorés. La marche à suivre utilisée pour le dosage comporte l'extraction des boues séchées à l'air; aucun des composés volatils n'a été dosé. La répercussion de ces composés sur l'utilisation des terres n'est pas bien définie, même si aucun effet délétère n'a été observé à la suite de l'épandage de ce genre de boues. On entreprend actuellement des recherches afin de mieux connaître le devenir des composés organiques toxiques présents dans les boues épandues sur les terres.

TABLEAU 50
Composition des boues d'épuration des eaux usées de plusieurs municipalités ontariennes
(Ontario Ministry of Environment, 1977)

Constituant	Nombre de municipalités	Teneur	
		Médiane	Gamme
En fonction de la masse humide			
Matières solides totales (%)	15	3,5	2,0 à 6,0
Matières volatiles (% des M.S.T.)	15	51	35 à 65
pH	11	7,5	7,2 à 7,8
Alcalinité sous forme de $CaCO_3$ (mg/l)	11	4800	200 à 7600
Azote total Kjeldahl (mg/l)	16	1950	1300 à 2900
Azote ammoniacal (mg/l)	16	740	270 à 1100
En fonction de la masse sèche			
P (g/kg)	15	24	14 à 57
K (g/kg)	10	0,09	0,04 à 0,16
Ca (g/kg)	11	44	26 à 67
Mg (g/kg)	13	6,8	3,1 à 11
Fe (g/kg)	15	51	14 à 110
Al (g/kg)	12	9,6	4,1 à 61
Na (g/kg)	10	0,16	0,07 à 0,42
Cl (g/kg)	11	7,1	1,67 à 190
Cd (mg/kg)	17	10	5,0 à 260
Zn (mg/kg)	17	1600	400 à 5130
Cu (mg/kg)	17	970	280 à 2570
Ni (mg/kg)	17	120	23 à 410
Pb (mg/kg)	17	375	200 à 1280
Cr (mg/kg)	16	530	100 à 9740
Mn (mg/kg)	15	320	170 à 2090
Co (mg/kg)	16	9,0	1,00 à 42
Mo (mg/kg)	12	12	7,0 à 97
Hg (µg/kg)	13	2,1	0,43 à 4,7

Les teneurs des boues d'épuration en éléments nutritifs utilisables pour fertiliser les plantes et en matières organiques pour conditionner le sol justifient leur intérêt agricole. Les boues types contiennent environ 4 p. 100 d'azote, 2,5 p. 100 de phosphore et 0,5 p. 100 de potassium en fonction de la masse sèche. Au coût des engrais en 1983, soit 0,50 $ le kilogramme d'azote, 1,40 $ le kilogramme de phosphore et 0,31 $ le kilogramme de potassium, une tonne métrique de boues séchées a une valeur marchande d'environ 56,50 $ en plus de son utilité de conditionneur de sol. Cependant, si l'on suppose que 40 p. 100 de l'azote, 50 p. 100 du phosphore et 100 p. 100 du potassium sont utilisables l'année même de l'épandage, la valeur immédiate des boues séchées comme engrais est d'environ 27 $ la tonne métrique.

TABLEAU 51
Fréquence d'apparition des composés organiques toxiques dans les boues d'épuration au Canada (Environnement Canada, 1983)

Composé	Fréquence d'apparition à la teneur mentionnée*		
	>1 mg/kg	>10 mg/kg	>100 mg/kg
Phtalate de bis(éthylhexyle-2)	92	92	31
N-nitrosodiphénylamine	54	15	0
Pyrène	38	15	15
Di-n-oxtylphtalate	31	0	0
Fluorène	23	15	15
Anthracène	23	15	15
Naphtalène	23	15	0
Benzo-*a*-pyrène	23	15	0
Dichloro-2,4 phénol	15	0	0
Chrysène	15	15	0
Pentachlorophénol	8	0	0
Hexachlorobenzène	8	0	0

* Étude effectuée à partir de l'analyse de 13 boues.

L'épandage de boues sur des sols agricoles peut créer un certain nombre de dangers pour l'environnement, entre autres, l'accumulation de substances toxiques organiques et d'agents pathogènes dans les sols et la contamination de l'eau souterraine par l'azote présent sous forme de nitrates. Il faut s'efforcer de limiter le rejet de métaux lourds et de composés organiques toxiques dans les systèmes d'égout municipaux; de plus, les boues d'épuration devraient être stabilisées avant l'épandage afin de réduire leur teneur en agents pathogènes. Si l'on veut éviter la contamination des eaux, la quantité d'azote utilisable par les plantes présente dans les boues épandues ne devrait pas dépasser les besoins des cultures.

Les boues peuvent être épandues sur des sols agricoles sous forme de liquide ou de matières solides partiellement essorées. Puisque toute forme d'essorage augmente considérablement le coût et la complexité du système de traitement des boues, il est préférable de les transporter sous forme liquide, à moins que la distance à parcourir ne soit grande. Il faut se rappeler qu'environ le tiers de l'azote disponible dans les boues digérées se trouve dans la fraction liquide; l'épaississement et l'essorage diminuent de beaucoup la quantité d'azote soluble.

Toutes les boues, à moins qu'elles n'aient été essorées, sont fluides et faciles à pomper. Cependant, les boues d'égout primaires contiennent une portion importante de sables qui peut abraser les pompes et les tuyaux.

8.3 MODES POSSIBLES DE TRAITEMENT DES BOUES

Selon leur utilisation finale ou leur rejet, les boues peuvent être soumises à divers types de traitement: stabilisation, épaississement, conditionnement et(ou) essorage.

8.3.1 Stabilisation

La stabilisation sert à réduire la putrescibilité (c'est-à-dire la possibilité de dégager une odeur nauséabonde), la teneur en agents pathogènes et le volume des boues. Les principaux procédés sont la digestion anaérobie et la digestion aérobie ainsi que la stabilisation chimique avec de la chaux ou du chlore. La stabilisation chimique n'est pas courante, et les boues stabilisées de cette façon sont en général enfouies plutôt qu'utilisées sur les sols agricoles.

Un des principaux intérêts du procédé de digestion réside dans le fait qu'il rend acceptables pour l'épandage les boues digérées. La digestion aérobie est généralement pratiquée dans les petites installations en raison des faibles investissements nécessaires, alors que la digestion anaérobie est intéressante pour de grosses installations à cause des faibles coûts d'exploitation et parce qu'elle produit du méthane utilisable sur les lieux comme source d'énergie.

Le manuel de l'Environmental Protection Agency des États-Unis intitulé *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal* (U.S. EPA, 1979) contient une description détaillée des procédés de stabilisation.

8.3.2 Épaississement

Les boues contiennent de l'eau "libre" ou "gravitaire" (qui n'est fixée à aucune matière solide) et de l'eau "liée" (qui est fiée par les flocs ou par capillarité). L'épaississement consiste à éliminer une partie de l'eau gravitaire des boues afin d'en réduire le volume et les frais de stabilisation, d'essorage et(ou) d'élimination. Les boues épaissies peuvent en général être pompées selon les méthodes classiques, et elles ont les caractéristiques d'un fluide. Trois méthodes fréquemment utilisées pour l'épaississement des boues sont la séparation par gravité, la flottation et la centrifugation.

L'épaississement par gravité consiste à laisser déposer les boues dans un bassin. La flottation se fait par insufflation dans le système de fines bulles d'air qui adhèrent aux particules des flocs ou y restent emprisonnées, les amenant ainsi à la surface. L'épaississement peut se faire dans des centrifugeurs lorsque les caractéristiques des boues les rendent inaptes au traitement par d'autres méthodes.

En général, les boues sont épaissies jusqu'à une teneur située entre 4 p. 100 et 6 p. 100 en matières solides avant d'être épandues sur les sols agricoles.

8.3.3 Conditionnement

Le conditionnement fait intervenir le traitement biologique, chimique et(ou) physique des boues afin de pouvoir en éliminer l'eau liée (retenue par liaison chimique ou par capillarité) et(ou) l'eau intraparticulaire (à l'intérieur des membranes cellulaires) durant le procédé ultérieur d'essorage. Les deux techniques de base utilisées pour le conditionnement des boues sont le traitement chimique et le traitement thermique. Des produits chimiques comme le chlorure ferrique et la chaux servent à améliorer les taux de charges en matières solides, la capacité de capture des matières solides et la teneur en matières solides du gâteau essoré. Le conditionnement thermique peut engendrer des odeurs désagréables, de la corrosion, des frais d'exploitation élevés et un liquide très concentré nécessitant un traitement ultérieur. Cependant, l'efficacité du traitement thermique semble être la même avec tous les types de boues, et il peut se révéler particulièrement intéressant lorsqu'il se fait par récupération de la chaleur d'incinération.

8.3.4 Essorage

L'essorage consiste à éliminer l'eau de façon plus poussée qu'au moment de l'épaississement des boues. Ce procédé élimine donc toute l'eau libre interparticulaire résiduelle ainsi qu'une partie de l'eau intraparticulaire. Le choix du procédé approprié d'essorage exige que l'on tienne compte du traitement préalable subi par les boues ainsi que de leur destination finale, car les teneurs en matières solides diffèrent selon le procédé d'essorage utilisé.

L'essorage peut se faire selon des processus naturels, soit par séchage des boues dans des lits, par lagunage ou par gel-dégel, ou selon des procédés mécaniques comme la filtration sous vide, sur bande et sur plaque ou la centrifugation. Cependant, les boues ne sont en général pas essorées avant d'être épandues à cause des frais supplémentaires et des pertes importantes d'azote soluble.

8.3.5 Désinfection

La désinfection des boues d'épuration des eaux usées consiste à détruire ou à inactiver les organismes pathogènes afin de minimiser les dangers pour la santé occasionnés par la manutention ou le rejet des boues pour les faire mieux accepter par le public. Bien que les teneurs en virus et en bactéries des boues digérées soient de beaucoup réduites par rapport à celles des boues non digérées, la digestion ne détruit pas efficacement les kystes parasites et ne peut être considérée comme un processus de désinfection. Cependant, les boues sont en général propres à l'épandage sans désinfection préalable.

Il existe actuellement trois façons de désinfecter les boues d'épuration: l'addition de chaux ou de chlore, l'irradiation à grande énergie et la pasteurisation. Le traitement à la chaux assure une désinfection bactérienne ou virale très poussée, bien que les bactéries de la tuberculose et certains oeufs parasites demeurent viables. Le pH des boues doit être voisin de 12, ce qui correspond à un équivalent d'environ un quart de tonne de chaux par tonne de matières solides des boues. L'application de chlore à raison de 1000 mg/l environ assure une bonne désinfection bactérienne, mais elle est inefficace contre les kystes et les oeufs parasites. La pasteurisation d'une durée d'au moins 30 minutes à 70 °C inactive les kystes et les oeufs parasites et réduit aussi les teneurs en bactéries et virus en deçà des valeurs décelables. En général, on procède par injection directe de vapeur. La chaleur servant à la pasteurisation peut provenir du méthane produit par la digestion anaérobie.

La désinfection des boues d'épuration par irradiation à grande énergie est une application assez récente d'une technologie très utilisée dans d'autres domaines comme la médecine et l'industrie alimentaire. L'irradiation aux rayons γ ou β jusqu'à l'absorption d'une dose d'environ 1 Mrad assure une inactivation efficace des agents pathogènes contenus dans les boues d'épuration. Les boues sont d'habitude stabilisées avant d'être désinfectées par pasteurisation ou par irradiation à haute énergie, car ces deux traitements ne réduisent ni la teneur en matières solides volatiles, ni les odeurs.

8.3.6 Compostage

Le compostage est la décomposition thermophile aérobie des résidus organiques. Le compost produit sent légèrement le moisi; il est humide et de couleur foncée, et on peut le mettre en sachets pour distribution. Les boues sont essentiellement transformées en un produit possédant l'aspect général et beaucoup des caractéristiques d'un sol tourbeux fertile. Les boues compostées ont une faible teneur en azote, vu la minéralisation complète et la perte par volatilisation de l'azote organique pendant le compostage. Ce sont, estime-t-on, de bons conditionneurs du sol mais des engrais assez médiocres.

La technique du compostage appliquée aux boues d'épuration des eaux usées a tellement progressé qu'elle diffère beaucoup des procédés beaucoup moins bien contrôlés de traitement et de compostage des déchets solides. La mauvaise réputation qu'avait auparavant le compostage des déchets solides ne doit donc pas décourager le recours à cette méthode viable de traitement des boues.

Les systèmes de compostage se divisent en trois catégories: les systèmes à tas aéré, les systèmes Windrow et les systèmes mécanisés ou confinés. Pour le compostage des boues d'épuration, les systèmes à tas aéré et les systèmes Windrow sont pratiquement les seuls utilisés à cause de leur faible coût et de leur rendement établi. Il n'est pas nécessaire de tourner ou de mélanger les tas aérés une fois qu'ils sont formés, car leur assemblage requiert un bon mélange et une aération mécanique suffisante. Par conséquent, le système à tas aéré peut servir au compostage des boues non stabilisées. Par contre, les systèmes Windrow doivent être retournés périodiquement pour favoriser l'aération, ce qui entraîne le dégagement d'odeurs nauséabondes lorsque les boues n'ont pas été stabilisées au préalable.

La ville de Windsor en Ontario utilise présentement la méthode des tas aérés pour composter chaque jour environ 90 tonnes métriques de gâteau de boues essorées non stabilisées à la West Windsor Pollution Control Plant (Faust et Romano, 1978). On se sert de copeaux de bois comme agent de foisonnement qui sont récupérables et réutilisables à environ 80 p. 100. Les températures atteintes à l'intérieur des tas sont suffisamment élevées pendant assez longtemps pour assurer une destruction efficace des agents pathogènes à tout moment de l'année. Le coût du compostage est d'environ 11 $ la tonne de gâteaux de boues. Le compost sert à la mise en valeur des parcs et à la restauration des sites d'enfouissement; on l'expérimente actuellement comme engrais pour les parcours de golf et pour amender des sols agricoles.

En Amérique du Nord, on n'utilise guère les systèmes confinés de compostage mécanique, bien que plusieurs de ces unités soient brevetées et existent sur le marché. Au centre de récupération des ressources du ministère de l'Environnement de l'Ontario situé à Toronto, on a installé un composteur mécanique. Un mélange des boues digérées de façon aérobie (3 p. 100 de matières solides) et de la fraction des matières organiques lourdes obtenues par séparation des déchets est brassé dans un broyeur et composté pendant cinq jours. Les matières à composter sont aérées puis amenées vers la décharge centrale du digesteur circulaire par de multiples vis d'Archimède. Un convoyeur situé à la base du composteur récupère le produit fini. On expérimente actuellement ce compost pour amender les sols agricoles et pour régénérer les carrières de gravier.

8.4 UTILISATION DES BOUES D'ÉPURATION SUR LES SOLS AGRICOLES

Des directives sur l'utilisation de boues sur les sols agricoles ont été établies en Alberta (Alberta Environment, 1982) et en Ontario (OMAF/OMOE, 1981), et font l'objet de nombreuses mentions dans la section qui suit.

8.4.1 Planification préliminaire

Au moment de la planification préliminaire, il faut se renseigner sur les règlements locaux, provinciaux et fédéraux, connaître les quantités de boues et leurs caractéristiques et faire une estimation approximative de la superficie de terrain requise.

L'équipe de planification doit inclure des personnes touchées par le projet et dont les connaissances et l'appui sont nécessaires. Une des principales responsabilités de l'équipe de

planification est de s'assurer par ses sollicitations l'appui du public au programme, surtout auprès des usagers possibles des boues et du gouvernement local. On ne saurait trop insister sur l'importance de l'appui du public, car beaucoup de projets ont échoué faute de l'avoir négligé.

8.4.2 Choix de l'emplacement

Le choix de l'emplacement exige d'abord de s'assurer que la superficie du terrain est suffisante pour permettre un programme d'utilisation des boues. En divisant la quantité totale des boues par un taux d'application hypothétique, il est possible d'obtenir la surface totale nécessaire. Toutes les terres utilisables dans un rayon d'environ 50 km à partir de l'usine de traitement peuvent être considérées. Pour éliminer les terres non appropriées comme les plaines inondables, les terrains à pente prononcée et ceux voisins d'un développement urbain, on peut faire appel à des cartes topographiques, à des représentants locaux et à des planificateurs régionaux.

Après cette sélection préliminaire, les emplacements potentiels peuvent faire l'objet d'une étude plus détaillée. Des personnes qualifiées doivent procéder à l'inspection pour déterminer un certain nombre de caractéristiques, entre autres, le pH et la texture du sol, la profondeur de la nappe phréatique, la profondeur de l'assise rocheuse, la pente, la distance de certaines particularités, par exemple, des cours d'eau, des résidences, etc. et l'utilisation du sol. On présente au tableau 52 une classification, établie pour l'Alberta, des terrains destinés à l'épandage de boues en fonction des caractéristiques, de la topographie et de la géologie des sols.

À l'exception du molybdène et du bore, les éléments potentiellement toxiques des boues sont plus solubles dans les sols acides que dans les sols neutres et calcaires. Afin de minimiser l'absorption par les plantes des éléments toxiques, il est recommandé de n'épandre les boues

TABLEAU 52

Classification des terrains destinés à recevoir des boues d'épandage en fonction des caractéristiques, de la topographie et de la géologie des sols (Alberta Environment, 1982)

	Propres à l'épandage des boues			Impropre à l'épandage de boues
	Classe 1[a]	Classe 2	Classe 3	Classe 4
pH	⩾6,5	⩾6,5	⩾6,5	<6,5[b]
Texture	A-L, Li-A-L, Li-L, Li, Li-A, L, S-A	A, A Ld, S Ld	L-S, S-L	Sable et gravier[d]
Pente[e] (%)	0 à 2	5 à 9	5 à 9	>9
Profondeur (m) de la nappe aquifère (potable)	>5	2 à 3	2 à 3	<2

[a] Les taux d'épandange des boues recommandés pour les divers terrains varient dans l'ordre décroissant suivant: Classe 1> Classe 2> Classe 3. Les terrains de classe 4 sont impropres à l'épandage des boues. Les terrains sont classifiés d'après la caractéristique la moins favorable.

[b] Les terrains rangés dans la classe 4 à cause d'un pH ⩽6,5 mais qui appartiendraient autrement aux classes 1 ou 2, peuvent être amendés par chaulage jusqu'à un pH de 6,5.

[c] Déterminée à partir d'échantillons prélevés dans des horizons représentatifs du sol jusqu'à une profondeur d'au moins 30 cm; A: argile, Li: limon, L: loam, S: sable, Ld: lourd, ex. L-A-L: loam argilo-limoneux.

[d] Les terrains de la classe 4 peuvent être aussi les vallées comportant des cours d'eau, les zones de drainage intermittent et les sols organiques.

[e] Les restrictions concernant les taux d'épandage de boues d'après le critère de la pente ne s'appliquent qu'en cas d'épandage en surface. Ce critère peut être négligé lorsque les boues sont injectées.

que sur les sols dont le pH est pratiquement neutre ou légèrement alcalin. En Ontario, le pH du sol doit être > 6,0 (OMAF/OMOE, 1981), et, en Alberta, > 6,5 (tableau 52). On peut améliorer par chaulage les sites proposés qui ne sont pas conformes à ces exigences. Il est possible de négliger les exigences minimales relatives au pH du sol, lorsque les boues proviennent d'une usine d'épuration comportant un système d'élimination du phosphore par la chaux.

La facilité de pénétration de l'eau dans le sol (c'est-à-dire la perméabilité du sol) est reliée à la texture de ce dernier. Les sols à textures moyennes ou fines ont une perméabilité moyenne et sont les plus appropriés à l'épandage des boues (tableau 52). Le gravier et le sable à texture grossière sont très perméables, et le fait d'y épandre des boues peut causer la contamination de la nappe phréatique. Les sols à texture très fine ne sont que légèrement perméables et sont soumis au ruissellement. Les sols organiques ne conviennent pas à l'épandage des boues, car il n'est pas besoin de les amender avec du phosphore ou des matières organiques pour les cultiver, et il y a risque de contamination de la nappe phréatique.

Le temps nécessaire après une chute de pluie pour que les sols s'assèchent et deviennent propres à l'épandage de boues au moyen d'un équipement sur roues est aussi fonction de la texture du sol. Les sols à texture fine ayant une faible perméabilité demandent un temps d'assèchement plus long que les sols à texture moyenne dont la perméabilité est supérieure.

Plus la couche de sol est épaisse, plus ce dernier est propre à l'épandage de boues, car la contamination de la nappe phréatique devient de moins en moins probable. Il existe cependant une incertitude quant à la profondeur minimale acceptable de la nappe phréatique. En Alberta, on a fixé la profondeur minimale acceptable à 2 m pour tous les sols (tableau 52), alors qu'en Ontario, elle varie selon la perméabilité du sol. Une profondeur minimale de 0,9 m a été établie pour les sols dont la perméabilité est de faible à moyenne (OMAF/OMOE, 1981). Par définition, sur les sols de perméabilités faibles à moyennes, l'écoulement peut atteindre 1,27 mm/h à 25,4 mm/h, et sur les sols de perméabilités assez fortes à fortes, l'écoulement peut atteindre 25,4 mm/h à 127 mm/h. En Ontario on a fixé une profondeur minimale acceptable de l'assise rocheuse de 1,5 m pour tous les sols.

À mesure que la pente du terrain augmente, ce dernier convient de moins en moins à un épandage de boues en surface (tableau 52), car il est plus probable qu'il y ait ruissellement et contamination de l'eau de surface sur les terrains à forte pente que sur les terrains plats ou à pente douce. En Alberta et en Ontario, il est interdit d'épandre des boues en surface sur des terrains ayant une pente supérieure à 9 p. 100 (OMAF/OMOE, 1981). Cependant, en Alberta, le critère relatif à la pente peut être négligé lors de la classification des terrains, si la boue est épandue par injection sous la surface.

L'épandage de boues sur le sol ne devrait jamais se faire près d'un certain nombre de lieux particulièrement sensibles du point de vue environnemental et social comme les voies navigables, les puits d'eau, les résidences, etc. En Alberta, on a fixé une distance minimale à respecter dans les cas en question (tableau 53). On a averti les autorités municipales et les transporteurs qu'il est même de leur intérêt de dépasser ces minima pour convaincre le public d'accepter les programmes d'épandage des boues.

En Ontario, on recommande de déterminer la distance minimale entre un terrain servant à l'épandage de boues et un cours d'eau d'après la pente du terrain et la perméabilité du sol (tableau 54). On recommande aussi de ne pas épandre de boues à moins de 90 m d'un puits ou d'une résidence isolée ou à moins de 450 m d'une zone de développement résidentiel.

La production de boues d'épuration est continue, et les besoins d'évacuation sont souvent déphasés par rapport aux pratiques agricoles. Les systèmes d'utilisation des boues

TABLEAU 53
Distances minimales admissibles entre les sites d'épandage des boues et certains lieux (Alberta Environment, 1982)

Lieux	Distance (m)[a]	
	Minimale	Souhaitée
Rivières[b], canaux[b], ruisseaux[b], cours d'eau à drainage intermittent, bassins, londrières	30[c]	50
Puits	20	50
Zones résidentielles ou urbaines	500[c]	800
Logements habités	60[c]	100
Emprises de routes	10	20
Périmètres des édifices publics	10	30
Édifices publics	60[c]	100
Limites des cours d'écoles (pendant l'année scolaire)	200[c]	500
Limites des cours d'écoles (pendant les vacances)	20[c]	20
Cimetières, terrain de jeux, parcs, campings	200[c]	500

[a] Des distances plus grandes peuvent être nécessaires selon les conditions topographiques et climatiques locales.
[b] Les distances requises sont celles correspondant aux ruptures de pente les plus importantes.
[c] Les distances peuvent être réduites de 67 p. 100 lorsque les boues sont injectées sous la surface.

TABLEAU 54
Distances minimales entre les sites d'épandage de boues et les cours d'eau (OMAF/OMOE, 1981)

Pente soutenue maximale	Pour l'épandage entre mai et novembre inclusivement	Pour l'épandage entre décembre et avril inclusivement
0 p. 100 à 3 p. 100	60 m	180 m
3 p. 100 à 6 p. 100	120 m	180 m
6 p. 100 à 9 p. 100	180 m	Épandage interdit
Supérieure à 9 p. 100	Épandage interdit à moins de conditions spéciales	Épandage interdit

Remarque: Les valeurs indiquées correspondent à des sols dont la perméabilité va de moyennement forte à forte (de 25,4 mm/h à 127 mm/h). Pour les sols dont la perméabilité va de faible à moyenne (de 1,27 mm/h à 25,4 mm/h), les distances devraient être doublées, et l'épandage, interrompu pendant mars et avril où il y a risque de ruissellement.

devraient cependant être conçus pour compléter les cycles agricoles habituels de la communauté. Ces cycles se sont implantés à cause de conditions favorables du sol, du climat et de l'économie, et le fait de s'y conformer disposera favorablement le public à l'égard de l'épandage de boues.

Lorsque le cycle agricole comporte la mise en jachère (par exemple, dans la région des Prairies), il est peu probable que la superficie de sols disponibles pour l'épandage des boues

pose un problème. Cependant, lorsque ce n'est pas le cas, l'épandage ne sera en général possible qu'à certains moments de l'année. La diversité des cultures permet une certaine flexibilité: le maïs et le soja sont plantés tard au printemps et moissonnés tard à l'automne, ce qui laisse le sol disponible pour de courtes périodes durant ces deux saisons; le maïs d'ensilage libère le sol environ un mois plus tôt que le maïs en grains; les cultures céréalières sont plantées au printemps ou en automne, et elles sont moissonnées de juillet au début de septembre, ce qui laisse le sol disponible à la fin de l'été et au début de l'automne; les cultures fourragères sont récoltées au début de l'été et libèrent le sol à cette période; enfin, il est possible d'épandre des boues en tout temps sur les pâturages. Il faut cependant observer les règlements exigeant un laps de temps entre l'épandage des boues et la mise en pâture.

Il est nécessaire d'utiliser un autre système d'évacuation des boues lorsque les sols ne sont pas disponibles pendant la culture ou en raison d'intempéries. Plusieurs possibilités sont offertes: des contrats avec les agriculteurs de façon que les sols demeurent disponibles pour l'épandage des boues, des installations d'emmagasinage des boues de capacité suffisante, l'enfouissement ou l'incinération.

8.4.3 Traitement avant l'épandage

Au Canada, les boues doivent être stabilisées avant l'épandage sur un sol agricole. La stabilisation réduit le nombre d'agents pathogènes et les problèmes d'odeur et elle évite la putréfaction qui pourrait attirer la vermine. La stabilisation par digestion anaérobie réduit la masse des boues d'environ 40 p. 100 par transformation des matières organiques en méthane, en dioxyde de carbone et en eau. Bien qu'on soit en général d'accord sur la stabilisation des boues avant l'épandage sur un sol agricole, il est permis, en Angleterre d'épandre des boues brutes sur des terres de grande culture (Alderslade, 1980), et, au Danemark, en Suède et en Finlande, de les injecter dans le sol (Commission of the European Communities, 1981). Une étude effectuée à Winnipeg a indiqué que les risques pour la santé reliés à l'injection de boues brutes n'étaient pas supérieurs à ceux posés par l'injection de boues digérées de façon anaérobie (Carroll et Ross, 1983). On prévoit donc l'injection de boues brutes à l'échelle de cette ville tout en surveillant continuellement les paramètres microbiologiques.

8.4.4 Besoins d'emmagasinage

Des installations d'emmagasinage sont nécessaires pour conserver les boues en cas de mauvais temps, de bris de matériel, de gel du sol et lorsque le passage sur le terrain pourrait endommager la structure et(ou) les cultures. La capacité d'emmagasinage pourrait être assurée par des digesteurs, des bassins de rétention, des étangs, des lits de séchage et des tas de stockage. Les étangs, les lits de séchage et les tas de stockage doivent être situés assez loin d'un développement résidentiel pour éviter les odeurs nuisibles. Ils doivent en outre être endigués et entourés d'une clôture. On doit aussi surveiller la qualité des eaux souterraines dans les environs.

Dans la majeure partie du Canada, il est nécessaire d'avoir des installations d'emmagasinage d'une capacité de 4 à 6 mois pour tenir compte des périodes où les sols ne sont pas accessibles à cause de la neige ou de la pluie. L'emmagasinage de boues brutes est déconseillé à cause du dégagement d'odeurs nauséabondes.

8.4.5 Manutention et transport

Il faut être prudent lors de la manutention et du transport des boues d'épuration vu la possibilité de dégagement d'odeurs nauséabondes et d'enlaidissement du milieu. Comme on

peut le voir au tableau 55, le choix du matériel de manutention est déterminé par la teneur des boues en matières solides. Le choix du matériel de transport dépend de:

a) la nature, la consistance et la qualité des boues,
b) la distance jusqu'au terrain servant à l'épandage,
c) la durée prévue d'utilisation du terrain, et
d) l'adaptabilité requise du matériel.

Le mode de transport des boues sont résumés au tableau 56. Le mode le plus fréquemment utilisé est le transport par camion-citerne. L'adaptabilité et la simplicité des opérations sont les raisons principales de sa popularité: les boues peuvent être épandues directement du camion sur le sol.

8.4.6 Modes d'épandage

Il est possible d'épandre les boues sur les terrains agricoles à l'état liquide ou solide (tableau 57). Dans le cas de boues liquides, l'épandage peut se faire en surface ou sous la surface, alors que les boues solides ne peuvent être épandues qu'en surface. L'épandage de boues liquides a l'avantage d'être relativement simple. Il n'est besoin d'aucun essorage, et le liquide peut être transvasé au moyen d'un équipement peu coûteux. L'épandage de boues liquides sous la surface offre plusieurs avantages par rapport à l'épandage en surface: diminution des pertes d'azotes par ruissellement et par volatilisation de l'ammoniac et suppression des odeurs, de la vermine et des difficultés d'acceptation par le public.

L'épandage des boues avec un équipement non approprié et dans des conditions non propices peut compacter les sols et en endommager sérieusement la structure. Il faut prendre des précautions contre ces dommages qui diminueraient les rendements et augmenteraient le coût des cultures. Une de ces précautions est de munir le matériel d'épandage de pneus ballons.

8.4.7 Choix des cultures

Les principales cultures pratiquées au Canada sont celles des céréales, du maïs, des oléagineuses et du fourrage; les boues constituent une bonne source d'azote et de phosphore pour leur production. L'avantage de toutes ces cultures, à l'exception du fourrage, réside dans la moins grande accumulation de métaux lourds en général dans les céréales que dans les feuilles.

TABLEAU 55
Teneur des boues en matières solides et modes de manutention (White, 1976)

Type de boues	Teneur en matières solides (%)	Modes de manutention
Boues liquides	1 à 13	Circulation par gravité, pompage, transport par camion-citerne.
Boues semi-solides (matières solides "humides")	8 à 30	Convoyeur, vis d'Archimède, transport en boîtes étanches à l'eau.
Boues solides (matières solides "sèches")	25 à 80	Chargeuse, convoyeur, transport en boîtes.

TABLEAU 56
Modes de transport des boues (White, 1976)

État des boues et matériel de transport	Caractéristiques	Commentaires
État liquide		
Pipeline fixe	Nécessité d'une installation qui résiste au gel si l'épandage a lieu toute l'année.	Gros investissements. Vitesse minimale des boues de 30 cm/s afin de maintenir les solides en suspension.
Camions-citernes	Capacité de 2,5 m^3 à la capacité maximale permise sur la route.	Grande rapidité. Sert surtout au transport sur les routes. Peut servir à l'épandage dans les champs.
Tracteur de ferme et citerne sur charette; véhicules munis de pneus ballons	Capacité de 2,5 m^3 à 13,5 m^3.	Peu rapide. Sert surtout à l'épandage dans les champs.
Boues essorées		
Camions	Camions commerciaux à bascule et à boîte étanche à l'eau.	Grande rapidité. Sert surtout au transport sur les routes. Peut servir à l'épandage dans les champs.
Tracteur de ferme et charette ou épandeur à fumier; véhicules munis de pneus ballons	Boîte étanche à l'eau.	Peu rapide. Sert surtout à l'épandage sur les champs.

Dans les champs de céréales, de maïs et d'oléagineuses, les boues devraient être épandues avant la plantation et après la moisson. Il est possible d'injecter les boues dans les cultures en ligne au début de la saison de croissance, mais il faut s'assurer de ne pas compacter le sol ni endommager les racines.

Le fourrage s'adapte plus facilement à l'épandage de boues que les autres cultures, à condition qu'il soit pratiqué après un pâturage complet ou la récolte et avant que la nouvelle croissance ne soit avancée. Lorsque les boues sont épandues en surface, il faut retarder le pâturage pour éviter de transmettre des agents pathogènes aux animaux. On n'est cependant pas d'accord sur le laps de temps requis. En Ontario, on recommande un délai de deux mois dans le cas des bêtes à cornes et des chevaux et de six mois, dans celui des moutons et des porcs (OMAF/OMOE, 1981). Au Wisconsin, on recommande une période d'attente de deux mois pour les vaches laitières et de deux semaines pour les autres animaux (Keeney *et al.*, 1975); en Angleterre, les périodes recommandées dans le cas de vaches laitières sont de 3 semaines lorsque le lait est pasteurisé et de 5 semaines quand il ne l'est pas (Alderslade, 1981). En Alberta, on recommande d'attendre trois ans pour tous les animaux (Alberta Environment, 1982). Le but premier de ces périodes d'attente est d'éviter l'empoisonnement au nitrate (traité plus loin) mais aussi la transmission d'agents pathogènes. Si l'on tient compte de la grande diversité des recommandations et du

TABLEAU 57
Modes d'épandage des boues (White, 1976)

État des boues et matériel de transport	Caractéristiques	Commentaires
Boues liquides (épandage en surface)		
Camion-citerne	Capacité de 2,5 m^3 à la capacité maximale permise sur la route.	Refoulement sous pression préférable*. La pente du terrain ne doit pas dépasser 9 p. 100. Incorporation immédiate préférable**.
Tracteur de ferme et citerne sur charette; véhicules munis de pneus ballons	Capacité en général de $\leqslant$13,5 m^3.	Refoulement sous pression préférable. La pente du terrain ne doit pas dépasser 9 p. 100. Incorporation immédiate préférable.
Boues liquides (épandage souterrain)		
Matériel d'injection des boues sous la surface	Capacité en général de $\leqslant$13,5 m^3. Les boues sont versées dans des canaux creusés avec de l'équipement aratoire.	Conservation de l'azote des boues. Refoulement sous pression préférable. Les véhicules ne doivent pas traverser la zone d'épandage souterrain pendant au moins une journée. Le recouvrement est insuffisant lorsque le sol est humide, très dur ou gelé.
Boues solides (épandage en surface)		
Épandeur monté sur camion ou épandeur de ferme	Capacité en général de $\leqslant$15 m^3.	La pente du terrain ne doit pas dépasser 9 p. 100. Incorporation immédiate préférable.

* Il est préférable de refouler les boues sous pression afin de faciliter l'épandage uniforme dans le champ.

** Il est préférable d'incorporer les boues immédiatement dans le sol afin d'empêcher la perte d'azote (ammoniacal) par volatilisation.

manque de données relatives à la transmission de maladies aux animaux ou aux humains par suite de l'épandage de boues stabilisées sur les sols, une période de six semaines à deux mois entre l'épandage et le pâturage ou la moisson est, semble-t-il, satisfaisante.

Les céréales ont besoin d'une quantité moindre d'éléments nutritifs que le maïs et le fourrage, et elles ont tendance à verser lorsque l'apport d'azote est trop grand.

Les cultures de fourrage et d'ensilage peuvent être dangereuses pour le bétail lorsque la teneur en azote, sous forme de nitrates, dans les tissus végétaux dépasse 3 mg/g de masse sèche. Ce peut être le cas en Alberta où un seul épandage de boues peut fournir 450 kg/ha d'azote utilisable par les plantes; par contre, en Ontario, cela est peu probable car la limite supérieure

prescrite dans les directives est de 135 kg/ha d'azote accessible aux plantes. En Alberta, ce sont les tissus végétaux de la culture qui pousse après l'épandage des boues, les tissus des plantes nouvellement levées et les cultures céréalières non arrivées à maturité et celles endommagées par la grêle, surtout l'avoine, qui posent le plus de danger.

L'épandage de boues sur des sols servant à la production maraîchère ou fruitière est très controversé. En Alberta, il est déconseillé d'épandre des boues dans les jardins et les vergers. De la même façon, la compagnie Del Monte Corporation des États-Unis, le plus grand producteur de conserves de fruits et de légumes au monde, a décidé au début de l'année 1980 de ne pas accepter les produits venant de sols traités avec des boues (Newkumet, 1980). La décision de la Del Monte fut justifiée par un manque de données indiquant qu'il n'existe aucun danger à épandre des boues sur les sols servant à la croissance de plantes destinées à la consommation humaine. Cependant, en Ontario, l'épandage de boues dans les jardins et les vergers est autorisé moyennant certaines restrictions. Il doit y avoir un intervalle d'au moins 12 mois entre l'épandage de boues et la culture de légumes; il est aussi interdit d'épandre des boues dans les vergers moins de trois mois avant la cueillette des fruits. Aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency, la Food and Drug Administration et le Department of Agriculture ont préparé un énoncé de politique fédérale ainsi qu'un guide régissant l'épandage de boues d'épuration d'origine urbaine sur les sols servant à la culture de fruits et de légumes (*Land Application of Municipal Sewage Sludge for the Production of Fruits and Vegetables*, 1981); ce guide permet l'épandage dans des conditions déterminées. Les données sur les problèmes de santé chez l'humain causés par l'épandage de boues sur des terres à cultures maraîchères et fruitières sont insuffisantes, et il semble que l'épandage limité soit une pratique acceptable.

8.4.8 Métaux lourds

Les chapitres 4, 5 et 6 du présent manuel portent sur les métaux lourds présents dans les boues épandues sur des sols agricoles; le texte qui suit résume ces données.

Comme les boues d'épuration d'origine urbaine contiennent en général des quantités de métaux lourds beaucoup plus grandes que les sols agricoles (tableau 58), on s'inquiète de la possibilité que l'utilisation des boues augmente la teneur en métaux lourds des sols et entraîne des effets délétères sur les plantes et les animaux. On a récemment effectué des recherches intensives afin de déterminer les effets et le devenir dans le sol des métaux lourds présents dans les boues. On a surveillé la teneur en métaux lourds des sols et des récoltes. La chimie des métaux lourds dans le sol et leur assimilation par les plantes a fait l'objet d'études; on a effectué des essais sur l'ingestion de plantes par les animaux; enfin, on a entrepris une modélisation afin de prévoir les effets de l'épandage de boues sur la santé humaine. Ces études sont en cours, et il n'y a pas d'accord unanime quant à l'interprétation des résultats; cependant, l'épandage limité de boues sur les terres agricoles ne présente, semble-t-il, guère de danger pour l'hygiène du milieu en ce qui concerne les métaux lourds.

Les métaux lourds ajoutés au sol ne sont que légèrement solubles et, à toutes fins pratiques, demeurent à l'endroit où les boues sont incorporées. Il y a donc possibilité d'accumulation à la suite d'épandages répétés. Ces métaux participent aux réactions de précipitation, d'adsorption et de chélation, et on les retrouve associés aux minéraux d'aluminosilicate, aux oxydes hydratés de fer, d'aluminium et de manganèse et aux matières organiques du sol (paragraphe 4.3).

La teneur en métaux lourds des cultures dépend d'un certain nombre de facteurs caractéristiques des boues, des métaux, des plantes et du sol. Au Canada, les teneurs des boues en

TABLEAU 58

Comparaison des teneurs en métaux lourds (mg/kg, masse sèche) des sols agricoles et des boues d'épuration d'origine urbaine

Métal lourd	Moyenne pour des sols non contaminés de l'Ontario (OMOE/OMAF, 1981)	Boues de l'Ontario (OMOE, 1977)	
		Moyenne	Plage
Cadmium	0,8	10	5 à 260
Zinc	55	1600	400 à 5130
Cuivre	25	970	280 à 2570
Nickel	16	120	23 à 410
Plomb	15	375	200 à 1280
Chrome	15	530	100 à 9740
Cobalt	5	9	1 à 42
Molybdène	2	12	7 à 97
Mercure	0,1	2,1	0,4 à 4,7

arsenic, en cobalt, en mercure, en molybdène et en sélénium sont en général très faibles et n'ont aucun effet important sur la composition des plantes. L'arsenic, le chrome, le plomb et le mercure peuvent s'accumuler dans les racines, mais ces métaux ne migrent pas dans la partie aérienne des plantes. Dans le cas du cuivre, il y a une légère redistribution, et sa teneur dépasse rarement 20 mg/kg de masse sèche. L'assimilation du cadmium, du zinc et du nickel par les plantes est appréciable, et elle augmente en général à mesure qu'augmentent les quantités de métal épandues sur le sol avec les boues. Cependant, les fortes différences de teneurs peuvent être dues aussi aux différences d'espèces végétales, aux différentes parties des plantes et à des variations annuelles. Les légumes feuillus ont habituellement des teneurs plus fortes que les céréales; les teneurs trouvées dans la végétation sont normalement plus élevées que celles décelées dans les fruits et les graines. Le pH du sol est le facteur qui influe le plus sur l'assimilation du cadmium, du zinc et du nickel par les plantes. Toutes choses étant par ailleurs égales, l'assimilation augmente avec le pH jusqu'à ce que ce dernier atteigne environ 7. La texture du sol, la capacité d'échange cationique et la teneur en matières organiques peuvent aussi influer sur l'assimilation de ces métaux.

En résumé, il est peu probable que l'arsenic, le chrome, le cobalt, le plomb, le mercure, le molybdène et le sélénium présents dans les boues d'origine canadienne épandues sur les sols agricoles constituent un risque important pour l'hygiène du milieu. Même si l'accumulation de cuivre, de zinc et de nickel peut entraîner leur phytotoxicité et diminuer la production végétale, il est très peu probable que ces éléments deviennent toxiques pour les animaux. La tolérance des animaux pour ces métaux est en général plus forte que celle des plantes, et les cultures en apparence saines ne présentent aucun danger. L'exception à noter est la toxicité du cuivre pour les moutons et, peut être, pour les bêtes à cornes si ce métal est ingéré avec de très faibles quantités de molybdène. Le cadmium est le métal dont le présence dans les boues cause le plus d'inquiétude, car son accumulation dans le sol peut le rendre toxique pour les récoltes et les animaux. Ce métal est assimilé par les récoltes et s'accumule dans le foie et les reins des animaux. La possibilité que des cultures saines dont la teneur en cadmium a augmenté soient toxiques, surtout pour l'être humain, est préoccupante, car la durée de vie de ce dernier est longue, ce qui permet l'accumulation.

On s'accorde généralement sur le fait qu'il faut réglementer l'addition dans les sols des métaux lourds présents dans les boues afin d'en préserver la productivité et de maintenir la qualité des plantes destinées à l'alimentation humaine et animale. De plus, dans une tentative de prolonger la durée d'utilisation des terrains pour l'épandage de boues et d'encourager la récupération des métaux dans les effluents industriels, on a défini les teneurs maximales admissibles en métaux lourds dans les boues à épandre sur des terres agricoles. Comme *l'illustre le tableau 59, les directives* concernant les teneurs des boues d'épandage en métaux lourds varient d'une juridiction à l'autre. Il est conseillé de se procurer les directives en vigueur dans la région où l'on veut procéder à des épandages auprès de l'organisme investi d'un pouvoir de réglementation identifié à l'Annexe A.

TABLEAU 59

Comparaison des directives concernant les métaux lourds présents dans les boues épandues au Canada (Alberta Environment, 1982; OMAF/OMOE, 1981; Standish, 1981)

Juridiction	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb	Mo
Alberta, N total: métal	1500	10	15	100	20	–
Ontario, N-(NH_4 + NO_3): métal	500	4	10	40	15	180
Teneurs maximales admissibles en métaux lourds (en milligrammes par kilogrammes de masse sèche) dans les boues et les produits commerciaux à base de boues renfermant ⩽ 5 p. 100 d'azote.						
Agriculture Canada	20	1850	–	180	500	20
Charges maximales admissibles des sols en métaux lourds (kg/ha)*						
Alberta	0,8 à 1,5	150 à 300	100 à 200	12 à 25	50 à 100	–
Ontario	1,6	330	150	32	90	4
Agriculture Canada	4	370	–	36	100	4

* Les charges admissibles en métaux des sols albertains varient selon la capacité du terrain à recevoir des boues par épandage.

8.4.9 Substances toxiques organiques

À l'exception des polychlorobiphényles (P.C.B.), on connaît très peu de choses sur les substances toxiques organiques présentes dans les eaux usées et dans les boues. Jusqu'à maintenant, la plupart des recherches toxicologiques ont visé à déterminer le devenir et les effets des métaux lourds. Cependant, le Service canadien de la protection de l'environnement et l'E.P.A. américaine ont dressé récemment une liste de plus de 100 produits chimiques organiques nuisibles. On a mis sur pied des programmes de recherches visant à mettre au point des méthodes de dosage de ces produits chimiques dans des échantillons environnementaux et à déterminer leur devenir et leurs effets dans le milieu.

On a dosé l'ensemble des P.C.B. dans dix boues d'épuration d'origine ontarienne ainsi que dans des sols et dans des plantes cultivées sur des sols traités avec des boues (Webber *et al.*, 1983). On a observé de faibles teneurs en P.C.B. (< 1,6 mg/kg de masse sèche) des boues.

Dans quatre des sites, l'épandage a provoqué une augmentation faible, mais significative, de la teneur en P.C.B. du sol, mais on n'a observé aucune assimilation de P.C.B. par les cultures. Les données d'une enquête préliminaire (tableau 51) ont indiqué qu'au Canada, les boues d'épuration d'origine urbaine contiennent en général de petites quantités de certains autres produits organo-chimiques toxiques.

8.4.10 Agents pathogènes

Le chapitre 5 fournit des renseignements détaillés sur les agents pathogènes présents dans les boues épandues sur les sols agricoles.

Les eaux usées brutes contiennent divers agents pathogènes, y compris bactéries, virus, parasites et champignons, dont une bonne proportion survit à l'épuration et se trouve concentrée dans les boues. Bien que les procédés de stabilisation comme la digestion aérobie et la digestion anaérobie réduisent le nombre d'agents pathogènes dans les boues, certaines données indiquent qu'une partie d'entre eux survivent et peuvent, estime-t-on, présenter un danger pour la santé des hommes et des animaux. On n'a jamais observé la transmission de maladies à la suite de l'épandage de boues stabilisés; cependant, la plupart des directives sur l'utilisation des boues recommandent d'observer certaines précautions afin de minimiser les risques, par exemple une période d'attente avant de cultiver du fourrage et des légumes.

Les agents pathogènes présents dans les boues qui ont survécu à l'épuration et aux différents stress du milieu doivent être capables de provoquer une maladie pour être qualifiés de délétères. On estime qu'au Canada *Salmonella* spp. et *Taenia saginata* sont les agents pathogènes le plus susceptibles de présenter un tel danger (paragraphe 5.4).

8.4.11 Taux d'épandage et autres limitations

Les boues sont des engrais de mauvaise qualité contenant des quantités importantes d'azote et de phosphore. On estime généralement qu'elles devraient être épandues sur des sols agricoles à des taux permettant d'utiliser efficacement ces sels nutritifs et d'éviter la contamination des eaux souterraines. En Ontario, on recommande par exemple que l'apport d'azote au sol, sous forme d'ammonium et de nitrate, lors de l'épandage, ne dépasse pas 135 kg/ha (OMAF/OMOE, 1981). Cette quantité d'azote s'approche des besoins annuels de la production de maïs et peut être appliquée une fois tous les 5 ans en un ou plusieurs épandages. En Alberta, l'apport recommandé d'azote au sol, sous forme d'ammonium et de nitrate, varie de 100 kg/ha à 450 kg/ha selon le type de boues et le type de terrain (Alberta Environment, 1982). Afin d'encourager une utilisation efficace de la valeur des boues comme engrais phosphoré, on interdit leur épandage en Ontario sur des sols dont la teneur est de $\geqslant$ 60 mg/kg en phosphore extractible au bicarbonate de sodium (c'est-à-dire accessible aux plantes).

Il existe deux façons acceptables d'épandre les boues sur les sols agricoles. Il s'agit de l'injection sous la surface du sol et de l'épandage en surface suivi dès que possible de l'incorporation (labourage) dans le sol. L'injection sous la surface est préférable, car elle réduit de beaucoup la possibilité de contamination par ruissellement et les problèmes d'odeur et d'atteintes à l'esthétique ainsi que la perte d'azote par évaporation. L'épandage des boues devraient être uniforme et satisfaire aux taux recommandés pour assurer une croissance végétale optimale et satisfaire les agriculteurs.

Il est déconseillé d'épandre des boues sur des sols couverts de glace, de neige ou sur des sols gelés, à cause de la possibilité de contamination par ruissellement; on peut cependant

l'autoriser aux endroits où l'on a déterminé que les risques de ruissellement et d'inondation étaient réduits au minimum (OMAF/OMOE, 1981).

8.4.12 Rendement et surveillance

Il est nécessaire de surveiller régulièrement les systèmes d'épandage afin d'en évaluer le rendement et d'en déterminer les effets sur le milieu. Cette surveillance devrait se faire afin de protéger le propriétaire agricole, le public en général et l'environnement.

Il est nécessaire d'analyser régulièrement les boues afin de s'assurer que leur qualité permet encore leur épandage sur le sol et d'enregistrer les quantités de sels nutritifs et de métaux ajoutés aux sols. Le dosage devrait porter sur l'azote d'ammoniacal, l'azote sous forme de nitrate, l'azote total, le phosphore total et l'ensemble des métaux lourds.

Il est souhaitable de procéder à des inspections périodiques des champs pendant l'épandage des boues. Ces inspections permettent de vérifier les opérations de transport et d'épandage des boues. L'inspecteur devrait vérifier l'uniformité de l'épandage et les effets du matériel d'épandage sur les propriétés physiques du sol. En présence d'ornières trop profondes et d'un compactage trop grand du sol, l'épandage devra être interrompu jusqu'à ce que se soit améliorée la capacité du sol à supporter des charges.

Il faut prélever des échantillons de sol et les analyser avant l'utilisation du terrain, et ensuite de façon périodique. La surveillance initiale permet de déterminer les teneurs naturelles du sol en sels nutritifs et en métaux lourds. Par la suite, elle sert à vérifier la quantité de ces constituants dans le sol et à s'assurer que les charges maximales recommandées ne sont pas dépassées.

L'injection de boues sous la surface peut entraîner une variation des teneurs du sol en métaux lourds. Cette technique consiste à épandre les boues dans des sillons plutôt qu'à les mélanger uniformément dans toute la couche arable. Par conséquent, on doit s'assurer que les échantillons de sol prélevés pour dosage soient représentatifs de l'ensemble de cette couche. Chaque échantillon doit être composé d'au moins 20 sous-échantillons prélevés selon une distribution prédéterminée sur une superficie d'environ un demi-hectare.

Dans les régions semi-arides du Canada, il peut être souhaitable de procéder à des essais additionnels relatifs au coefficient d'adsorption du sodium, au bore utilisable par les plantes et à la conductivité électrique, afin de déterminer s'il y a accumulation de sodium, de bore et de sels solubles dans le sol.

Comme les plantes sont le reflet de diverses caractéristiques du sol et du milieu influant sur leur croissance, leur rendement et leur composition constituent les indicateurs les plus sensibles et les plus précis pour l'évaluation de l'influence des boues d'origine urbaine sur la disponibilité des sels nutritifs et des métaux lourds dans le sol. Il faut procéder au dosage de l'ensemble des métaux lourds dans les plantes et comparer les valeurs obtenues avec les données sur une même culture dans un terrain avoisinant témoin (aucun épandage de boues) ou avec la banque de données témoins. Il ne devrait pas être nécessaire de surveiller les plantes si les données obtenues sur les boues et le sol indiquent que l'épandage a été effectué selon les directives de l'Alberta ou de l'Ontario. Il est cependant souhaitable de le faire si les boues n'ont pas été épandues conformément à ces directives ou à des directives semblables.

8.5 ÉPANDAGE SUR LES SOLS FORESTIERS

Bien qu'on ne procède pas actuellement au Canada à l'épandage de boues sur des sols forestiers, on songe, ici comme ailleurs, à le faire. En Nouvelle-Écosse, on a effectué une étude de

la valeur nutritive des boues pour amender les sols forestiers ainsi que des exigences et des limitations d'exploitation (Ogden *et al.*, 1979). La Dominion Textile Inc. de Magog au Québec a présenté un projet d'épandage de boues sur des sols forestiers, et la Du Pont Limited de Maitland en Ontario a entrepris une étude au lysimètre visant à déterminer les taux de charge acceptables d'un point de vue écologique pour la culture de peupliers hybrides. L'utilisation des boues sur des sols forestiers a fait l'objet d'études à plusieurs endroits aux États-Unis (Sopper et Kerr, 1979).

Il y a plusieurs avantages à épandre les boues sur des sols forestiers plutôt que sur des sols agricoles. Les produits forestiers ne sont pas consommés par l'homme, et il y a peu de danger, sinon aucun, d'accumulation de métaux lourds et d'autres substances toxiques chimiques dans la chaîne alimentaire. Le programme d'épandage devrait être plus souple que dans le cas des cultures, car les forêts sont vivaces. Les sols forestiers sont souvent grossiers et infertiles et peuvent tirer grandement avantage des sels nutritifs et des matières organiques présents dans les boues. Par contre, il existe des inconvénients comme l'éloignement, l'inégalité du terrain, la répartition non homogène des boues, surtout dans les peuplements établis, et le drainage rapide du sol, car l'azote, sous forme de nitrates, risque fort de contaminer les eaux souterraines. En Hollande, on déconseille d'épandre des boues dans des peuplements de conifères, vu l'accroissement du pH du sol, la minéralisation des matières organiques du sol et le danger de pourriture des racines (van den Berg, 1978).

Bien que la présence de métaux lourds dans les boues ne nuise apparemment pas à la production arboricole, elle peut diminuer la qualité de la végétation pastorale de sous-étage qui sert de fourrage à la faune. La majorité des sols forestiers du Canada sont acides, ce qui augmenterait la solubilité des métaux lourds et favoriserait leur assimilation par les plantes. On ne possède aucune donnée sur ce sujet, et la prudence est de règle. En attendant d'être mieux informé, il est recommandé d'observer les mêmes directives régissant la charge maximale en métaux lourds que dans le cas de sols agricoles.

Surtout pour des raisons d'économie, on a très peu amendé les forêts canadiennes. Par contre, c'est pratique courante dans les pépinières, les vergers à graines et les plantations de sapins de Noël. Les augmentations récentes du coût des engrais commerciaux devraient rendre plus alléchante l'utilisation de boues comme produit de remplacement dans les industries en question.

8.6 UTILISATION POUR LA RÉGÉNÉRATION DES SOLS ET LA RESTAURATION DE LA COUVERTURE VÉGÉTALE

Chaque année, l'homme en quête de minéraux, de charbon et d'autres ressources, perturbe de grandes superficies de sol. Par le passé, on s'efforçait peu de régénérer les terrains ainsi touchés; cependant, on a maintenant conscience sur le plan écologique qu'il faut restaurer, dans la mesure du possible, les conditions originales, c'est-à-dire restaurer la couverture végétale avec des espèces fourragères et des arbres.

La régénération des terres touchées est généralement difficile, car des facteurs comme de faibles teneurs en sels nutritifs, l'insuffisance de matières organiques, l'absence d'une communauté biologique dans le sol, la non-conformité des propriétés physiques et chimiques et l'existence de pentes abruptes soumises à l'érosion et au glissement peuvent limiter l'établissement et la croissance de la végétation. Les méthodes classiques de régénération sont, entre autres, le nivellement de la surface des zones touchées en pentes minimisant l'érosion et facilitant la plan-

tation. Il est rare qu'on ajoute du sol arable. Le sol est amendé par épandage de chaux et d'engrais, puis il est planté. En général, on ajoute un paillis pour conserver l'humidité.

Les boues d'épuration stabilisées favorisent la régénération des sols car elles contiennent suffisamment de sels nutritifs, à l'exception du potassium, pour permettre la croissance des plantes, et les matières fertilisantes sont libérées lentement. Les boues contiennent environ 50 p. 100 (en masse sèche) de matières organiques, et elles améliorent les propriétés physiques et chimiques du sol perturbé. Elles favorisent l'infiltration et la rétention de l'eau et réduisent la formation de croûte de surface et le tassement. Les boues contenant de la chaux peuvent élever de façon importante le pH des rejets miniers acides et améliorer la qualité des lixiviats par réduction des teneurs en fer, en aluminium et en sulfate. Un intérêt supplémentaire des boues est qu'on peut se les procurer en grande quantité auprès des municipalités importantes à peu de frais, sinon gratuitement. Il existe toutefois plusieurs inconvénients soit, entre autres, un volume excessif et une manutention difficile, des frais de transport élevés, la contamination de l'eau souterraine, surtout par l'azote sous forme de nitrates, et la présence d'agents pathogènes et de métaux lourds.

On n'a pas élaboré de directives canadiennes concernant la régénération des sols par épandage de boues, mais on propose d'observer les mêmes charges maximales en métaux lourds que pour les sols agricoles. Si l'on veut régénérer la végétation, il peut être préférable de fournir un gros apport initial de boues que de répéter de petits épandages pendant plusieurs années. Un apport important de boues peut provoquer la contamination de l'eau souterraine par les nitrates, mais il est peu probable que cet effet dure plus de quelques mois; on a laissé entendre que le désavantage à court terme de la contamination de l'eau souterraine est de beaucoup contrebalancé par les avantages à long terme de la restauration de la couverture végétale.

8.7 ÉVACUATION DES BOUES

8.7.1 Enfouissement

L'enfouissement des boues consiste à les épandre sur le sol et à les recouvrir d'une couche de terre d'au moins 20 cm d'épaisseur. L'enfouissement peut être une autre façon rentable d'éliminer les boues lorsqu'elles ne conviennent pas à l'épandage sur les sols agricoles ou qu'il y a trop peu de terres disponibles. Les répercussions sur le milieu se limitent au terrain d'enfouissement lui-même. Parmi les inconvénients créés par l'enfouissement, on compte la possibilité de problèmes d'exploitation (c'est-à-dire le confinement du lixiviat et les dangers de production de gaz), la durée limité d'utilisation du terrain et la difficulté accrue de trouver de nouveaux terrains et d'obtenir les approbations nécessaires. Bien que de nouvelles techniques faisant intervenir des tranchées aient limité certains des problèmes du confinement et de lixiviation, les terrains d'enfouissement ne peuvent servir qu'à des fins récréatives après restauration de la surface.

Bien que ce ne soit pas toujours nécessaire, il est recommandé de stabiliser les sols et les boues avant de les enfouir. La stabilisation diminue les possibilités d'odeur lors de l'enfouissement, et l'essorage facilite les opérations et réduit les problèmes de lessivage et de ruissellement de surface.

Les modes d'enfouissement des boues peuvent être regroupés en trois catégories générales: enfouissement séparé de boues, dans des tranchées ou sur le sol, et enfouissement avec les ordures. Le manuel de l'E.P.A. américaine, intitulé *Process Design Manual, Municipal Sludge Landfills* (U.S. EPA, 1978), traite de façon détaillée de l'enfouissement des boues.

La première méthode consiste à creuser des tranchées de façon à pouvoir enfouir les boues essorées entièrement sur la surface initiale du sol. On s'est servi de cette méthode à la fois

pour des boues stabilisées et des boues brutes, mais il est nécessaire de les recouvrir chaque jour. Il n'est pas essentiel d'essorer les boues avant de les enfouir, mais cela facilite de beaucoup les opérations.

L'enfouissement séparé de boues en surface consiste à les mélanger avec du sol et à recouvrir de ce mélange la surface originale du sol. Cette méthode s'applique mieux aux boues passivées et essorées, car elles ne sont pas habituellement recouvertes chaque jour. La teneur en matières solides devrait être au moins de 15 p. 100 en masse afin de pouvoir supporter le recouvrement.

La méthode la plus courante d'enfouissement des boues consiste à les éliminer avec les ordures municipales. Les boues et les ordures sont mélangées à fond avant d'être épandues, compactées et recouvertes de sol. Les boues doivent être stabilisées et essorées jusqu'à obtenir une teneur en matières solides d'au moins 15 p. 100. On peut se servir de boues liquides à la condition de ne pas dépasser la capacité d'absorption des ordures.

Le choix de l'emplacement dépend du type d'enfouissement prévu, mais il faut prendre en considération les facteurs suivants:

- distance de transport et accessibilité,
- restrictions de zonage concernant l'utilisation du terrain,
- sensibilité du milieu,
- topographie,
- type de sol et
- profondeur de la nappe phréatique, etc.

8.7.2 Affectation de terrains à l'évacuation des boues

L'élimination des boues sur un terrain affecté à cet effet se fait par épandage de fortes charges de boues sur une portion limitée de terrain destinée uniquement et définitivement à l'évacuation des boues d'épuration des eaux usées. L'accès de ces terrains au public doit être très restreint à cause de la possibilité de contamination par des agents pathogènes. La question de la propriété du terrain est extrêmement cruciale, car l'accumulation à long terme de métaux lourds et de produits chimiques toxiques dans le sol le rendront à toutes fins inutilisables par la suite. Il est préférable que l'exploitant soit propriétaire du terrain et qu'il en ait la gestion complète. Lors de la conception et de l'administration du terrain, il faut prévoir la protection de l'eau souterraine et de l'eau de surface contre la migration des polluants. Comme pour les autres modes d'élimination des boues sur terre, l'élimination sur un terrain réservé à cet effet exige habituellement que la boue soit stabilisée avant l'épandage de façon à réduire les odeurs. L'essorage des boues est aussi en général une condition préalable.

8.8 COÛT DE L'ÉPANDAGE DES BOUES

Bien que le coût de l'épandage des boues varie beaucoup d'une municipalité à l'autre et puisse souvent sembler très élevé en fonction de la masse de matières solides séchées, l'épandage est souvent le seul choix acceptable pour les municipalités de petite ou de moyenne importance.

L'examen des frais de transport des boues en Ontario pour 1973 (Black et Schmidtke, 1974) a montré que les valeurs variaient de 21 $ à 275 $ la tonne de matières solides séchées, la moyenne arithmétique étant de 32 $. Les coûts d'enfouissement des boues, y compris l'esso-

rage, allaient de 10 $ à 50 $ la tonne de matières solides séchées. Ces coûts sont comparables aux frais d'incinération compris entre 25 $ et 90 $ la tonne.

Dans le cas de l'épandage de boues liquides, la majeure partie des frais est occasionnée par le transport. Le transport est moins coûteux s'il se fait par camion sur une distance, dans une direction, d'au plus 32 km et si le volume des boues est compris entre 3000 m^3 et 57 000 m^3 par année. Le transport par pipeline est moins coûteux lorsque le volume annuel de boues est compris entre 110 000 m^3 et 260 000 m^3. Le camionnage assure plus de souplesse et ne demande pas de gros investissements lorsque les camions sont loués ou que le transport se fait par contrat (U.S. EPA, 1979).

RÉFÉRENCES

Agriculture Canada, Commission canadienne de pédologie (1978). *Le système canadien de classification des sols.* Publication nº 1646, Ottawa.

Alberta Environment (1982). *Guidelines for the Application of Municipal Wastewater Sludges to Agriculture Lands in Alberta.* Standards and Approvals Division. Earth Sciences Division. Edmonton, Alberta.

Alberta Environment (1981). *Rapid Infiltration; A Design Manual.* Edmonton, Alberta.

Alberta Environment (1975). Progress Report on Supernatant Liquor Disposal on Land. Alberta Environment, Edmonton, Alberta.

Alberta Farm Guide (1976). Ministère de l'Agriculture de l'Alberta, Edmonton, Alberta.

Alderslade, R. (1981). "The problems of assessing possible hazards to the public health associated with de disposal of sewage to land: recent experience in the United Kingdom", *Characterization, Treatment and Use of Sewage Sludge.* Proceedings Second European Symposium, Commission of the European Communities, Vienna, EUR 7076: pp. 372-388.

Anderson, A. et K.H. Domsch (1979). "A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils", *Soil Biol. Biochem.*, vol. 10, pp. 218-221.

Anon. (1979). *Sludge Disposal by Landspreading Techniques.* S. Torrey, éd. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New York.

Anon. (1978). *Animal and Human Health Hazards Associated with the Utilization of Animal Effluents.* W.R. Kelly, ed. Commission of European Communities, Report EUR 6009 EN.

Arthur, R.G., P.R. Fitzgerald et J.C. Fox (1981). "Parasite ova in anaerobically digested sludge", *J. Water Pollut. Control Fed.*, vol. 53, pp. 1334-1338.

Bates, T.E., E.G. Beauchamp. A. Haq, R.A. Johnston, J.W. Ketcheson, J.R. Moyer et Y.K. Soon (1978). "Land disposal of sewage sludge — field and greenhouse studies", *Sludge Utilization and Disposal,* Canada-Ontario Agreement Conference Proceedings No. 6, Ottawa, pp. 76-107.

Bates, T.E., A. Haq, Y.K. Soon et J.R. Moyer (1975). *"Uptake of metals from sewage sludge amended soils",* Proceedings International Conference on Heavy Metals in the Environment, vol. 1, pp. 403-416, Toronto, Ontario.

Beek, N. et F.A.M. de Haan (1974). "Phosphate removal by soil in relation to waste disposal", *Proceedings of the International Conference on Land for Waste Management,* pp. 77-86, Ottawa.

Bell, R.G. (1976). "Persistence of fecal coliform indicator bacteria on alfalfa irrigated with municipal sewage lagoon effluent", *J. Environ. Qual.*, vol. 5, pp. 30-42.

Bell, R.G. et J.B. Bole (1976). "Elimination of fecal coliform bacteria from Reed canarygrass irrigated with municipal sewage lagoon effluent", *J. Environ. Qual.*, vol. 5, pp. 417-418.

Berg, G. et T.G. Metcalf (1978). "Indicators of viruses in waters", *Indicators of Viruses in Water and Food.* G. Berg, éd. Ann Arbor Science. Ann Arbor, pp. 267-296.

Biederbeck, V.O. (1982). "Minimum requirements for decontamination of sewage-irrigated small grains and oilseeds", *Canadex,* juillet 1982.

Biederbeck, V.O. (1980). "Elimination of fecal coliforms from grain crops irrigated with municipal sewage", Poster paper at 2nd International Symposium on Microbial Ecology, Sept. 7-12, 1980, University of Warwick, Conventry, England.

Biederbeck, V.O. (1979). "Reduction in fecal indicator bacteria in sewage effluent when pumping for crop irrigation", *J. Environ. Sci. Health,* vol. B14, nº 5, pp. 475-493.

Bingham, F.T., A.L. Page, R.J. Mahler et T.J. Ganje (1976a). "Yield and cadmium accumulation of forage species in relation to cadmium content of sludge-amended soil", *J. Environ. Qual.,* vol. 5, pp. 57-60.

Bingham, F.T., A.L. Page, R.J. Mahler et T.J. Ganje (1976b). "Cadmium availability to rice in sludge-amended soil under "flood" and "nonflood" culture", *Soil Sci. Soc. Am. J.,* vol. 40, pp. 715-719.

Bingham, F.T., A.L. Page, R.J. Mahler et T.J. Ganje (1975). "Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with cadmium-enriched sewage sludge", *J. Environ. Qual.,* vol. 4, p. 207-211.

Black, S.A. et N.W. Schmidtke (1974). "Practices and trends in sewage sludge utilization and disposal", *Sludge Handling and Disposal Seminar,* Canada-Ontario Agreement Conference Proceedings No. 6 pp. 1-25, Ottawa.

Black, S.A., W.I. Wile et G. Miller (1981). "Sewage effluent treatment in an artificial marshland", présenté à la WPCF Conference, Detroit, Michigan.

Bole, J.B. (1975). "Plant and nutrient aspects of wastewater irrigation", *Spray Irrigation of Treated Municipal Wastewater.* W.K. Oldham (éd.). Études présentées à Harrison Hot Springs, B.C. et Kelowna, B.C., pp. 12-18.

Bole. J.B. et R.G. Bell (1978). "Land application of municipal sewage wastewater: yield and chemical composition of forage crops", *J. Environ. Qual.,* vol. 7, pp. 222-226.

Bolton. J.L. et R.E. McKenzie (1974). "Effect of early spring flooding on certain forage crops", Scientific Agriculture, vol. 26, pp. 99-105.

Bowen, H.J.M. (1975). "Residence times of heavy metals in the Environment", *Proceedings International Conference on Heavy Metals in the Environment,* vol. 1, pp. 1-19, Toronto.

Bowner, E. (1979). "Laboratory identifications of intestinal helminths and protozoa. Provincial Laboratories, British Columbia, 1956 to 1978 (23 years)", *Canada Disease Weekly Report,* vol. 5, pp. 94-95.

Braude, G.L., R.B. Read, Jr., et C.F. Jelinek (1978). "Use of wastewater on land-food chain concerns", *State of Knowledge in Land Treatment of Wastewater,* vol. 1, H.L. McKim, Coordinator. *International Symposium,* 20 au 25 août 1978, Hanover, New Hampshire, pp. 59-65.

British Columbia (1982). *Guidelines for Use with the Regulations under the Waste Management Act for Control of the Discharge of Sludge to Land.* Prepared by a joint committee of the British Columbia Ministries of Agriculture and Food, Health and Environment, Victoria, British Columbia (draft).

Burge, W.D. et P.B. Marsh (1978). "Infectious disease hazards of landspreading sewage wastes", *J. Environ. Qual,* n° 7, pp. 1-9.

Cabelli, V.J., A.P. Dufour, M.A. Levin et P.W. Haberman (1976). "The impact of pollution on marine bathing beaches: an epidemiological study", *in:* " Middle Atlantic Continental Shelf and the New York Bight", Limnol. Oceanogr., vol. 2, pp. 424-432.

Camann, D.E., H.J. Harding et D.W. Johnson (1980). "Wastewater aerosol and school attendance monitoring at an advanced wastewater treatment facility: Durham Plant, Tigard, Oregon", *Wastewater aerosols and disease.* Édité par H. Pahren et W. Jakubowski. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/9-80-028, pp. 160-178.

Carrington, E.G. (1978). *The Contribution of Sewage Sludges to the Dissemination of Pathogenic Microorganisms in the Environment,* Water Research Centre Technical Report TR71, Stevenage, England.

Carroll, W.D. et R.D. Ross (1983). *A Study to Assess the Environmental Impact of Injecting Raw Sewage Sludge into Agricultural Soil.* Report to Environment Canada, Environmental Protection Service. Waterworks, Waste and Disposal Department, City of Winnipeg, Manitoba.

CAST – Council for Agricultural Science and Technology (1976). *Application of Sewage Sludge to Cropland: Appraisal of Potential Hazards of Heavy Metals to Plants and Animals.* Report No. 64.

CAST – Council for Agricultural Science and Technology (1980). *Effects of Sewage Sludge on the Cadmium and Zinc Content of Crops.* Report No. 83.

Chaney, R.L. (1982). "Fate of toxic substances in sludge applied to cropland", *Proc. Internat. Symp. Land Appl. of Sewage Sludge,* 13 au 15 octobre, 1982. Tokyo Japon (sous presse).

Chaney, R.L. et P.M. Giordano (1977). "Microelements as related to plant deficiencies and toxicities", pp. 234-279 *in* L.F. Elliot et F.J. Stevenson (éd.) *Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters.* Amer. Soc. Agron., Madison, Wisconsin.

Chaney, R.L., P.T. Hundemann, W.T. Palmer, R.J. Small, M.C. Shite et A.M. Decker (1978). "Plant accumulation of heavy metals and phyto-toxicity resulting from utilization of sewage sludge and sludge composts on cropland", pp. 86-97 *in Proc. Natl. Conf. Composting Municipal Residues and Sludges.* Information Transfer, Inc., Rockville, Maryland.

Chaney, R.L. et S.B. Hornick (1978). "Accumulation and effects of cadmium on crops", pp. 125-140, *in Proc. First International Cadmium Conf.,* Metals Bulletin Ltd., London, England.

Commission des Communautés européennes (1981). *Treatment and Use of Sewage Sludge.* COST Project 68 Bis, Final Report, I. General Report, mai 1981.

Commission des Communautés européennes (1980). *Inventory of Rules Guidelines and Recommendations for the Agricultural Use of Fertilizers and Sewage Sludge.* Concerted Action Treatment and Use of Sewage Sludge (COST Project 68 Bis).

Cunningham, J.D., D.R. Keeney et J.A. Ryan (1975). Phytotoxicity and uptake of metals added to soils as inorganic salts or in sewage sludge. *J. Environ. Qual.* vol. 4, pp. 460-462.

de Haan, F.A.M. et P.J. Zwerman (1976). "Pollution of soil", *in* G.H. Bolt et M.G.M. Bruggenwert (éd.) *Soil Chemistry. A. Basic Elements,* pp. 192-263, Elsevier Scientific Publishing Co. (New York).

Dudley, D.J., M.N. Guentzel, M.J. Ibarra, B.E. Moore et B.P. Sagik (1980). "Enumeration of potentially pathogenic bacteria from sewage sludges", *Appl. Environ. Microbiol.,* vol. 39, pp. 118-126.

Environnement Canada (1983). Environmental Protection Service Summary Report. *Toxics Screening Studies at Municipal Sewage Treatment Plants 1979-1981.* Préparé en décembre 1982, par la Division concernant les municipalités, Direction de la dépollution et du contrôle, Direction générale de la pollution des eaux, Ottawa.

Environnement Canada (1981). Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada-1981. Approvisionnements et Services Canada, n° de cat. En 44-10/81, Ottawa.

Faust, J. et L.S. Romano (1978). "Composting of sewage sludge by means of forced aeration at Windsor, Ontario", "Sludge Utilization and Disposal Seminar", *Canada-Ontario Agreement Conference Proceedings,* n° 6, pp. 278-296, Ottawa.

Foy, C.D., R.L. Chaney et M.C. White (1978). "The physiology of metal toxicity in plants", *Ann. Rev. Plant Physiol.,* vol. 29, pp. 511-566.

Geldreich. E.E. (1972). "Waterborne pathogens", *Water Pollution Microbiology,* édité par R. Mitchell, Wiley – Interscience, pp. 207-240.

Graham, H.J. (1981). "Parasites and land application of sewage sludge", *Canada-Ontario Agreement Research Report,* n° 110, Ottawa.

Graveland, D.N. (1982). *Impact of Ten Years of Municipal Wastewater Irrigation on Soils and Groundwater at Taber, Alberta, Canada.* Alberta Environment, Edmonton, Alberta.

Graveland, D. (1980). *Effect of Municipal Wastewater Irrigation on a Mixed Forest in Western Alberta.* Alberta Environment, Technical Development Branch, Lethbridge, Alta.

Greenberg, A. et B.H. Dean (1958). "The beef tapeworm measly beef, and sewage – a review", *Sewage Ind. Wastes.* vol. 30, pp. 262-269.

Hamparian, V.V., A.C. Ottolenghi et J.H. Hughes (1982). "Viral Infections in farmers exposed to sewage sludge". *Abstracts of the Annual Meeting of the American Society for Microbiology,* p. 211.

Heindricks, D.H. (1970). "Flooding tolerances of legumes", *Can. Journal of Plant Science,* vol. 50, pp. 435-438.

Hodgson, J.F. (1963). "Chemistry of the micronutrient elements in soils", *Adv. Agron.,* vol. 15, pp. 119-159.

Hwang, C.O., R. Lamabe et E. McWillie (1982). *Application of Primary Effluent for Hydroponics Method on Lettuce and Tomatoes and Use of Digested Sludge for Tomatoes.* City of Saskatoon, Saskatoon, Saskatchewan.

Hwang, C.P., T.H. Lackie et P.M. Huang (1976). "Adsorption of inorganic phosphorus by lake sediments", *J. Water Pollut. Control Fed.,* vol. 48, pp. 2754-2760.

Irrigation Scheduling for Water & Energy Conservation in the 80's (1981). *Proc. ASAE Irrigation Scheduling Conf.,* ASAE Publ. no. 23-81. Palmer House, Chicago, Ill.

Johnson, D.E., D.E. Camann, K.T. Kimball, R.J. Prevost et R.E. Thomas (1980). "Health effects from wastewater aerosols at a new activated sludge plant: John Egan plant, Schaumburg, Ill.", Wastewater Aerosols and Disease. H. Pahren et W. Jakubowski, (éd.). U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/9-80-028, pp. 136-159.

Katzenelson, E., B. Teltsch (1976). "Dispersion of enteric bacteria by spray irrigation", *J. Water Pollut. Control Fed.,* vol. 48, pp. 710-716.

Katzenelson E., I. Buium et H.I. Shuval (1976). "Risk of communicable disease infection associated with wastewater irrigation in agricultural settlements", *Science,* vol. 194, pp. 944-946.

Keeney, D.R., K.W. Lee et L.M. Walsh (1975). *Guidelines for the Application of Wastewater Sludge to Agricultural Land in Wisconsin.* Tech. Bull. No. 88, Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin.

Kerndorf, H. et M. Schnitzer (1980). "Sorption of Metals on Humic Acid", *Geochim. Cosmochim. Acta,* vol. 44, pp. 1701-1708.

Kinniburg, D.G., M.L. Jackson et J.K. Syers (1976). "Adsorption of alkaline earth, transition, and heavy metals by hydrous gels of iron and aluminum", *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, vol. 40, pp. 796-799.

Kleinholtz, E.W., (1980). "Effect of toxic chemicals present in sewage sludge on animal health", *Sludge-health risks of land application.* G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds et J.M. Davidson (éd.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, pp. 153-171.

Korven, H.C. et Randall, W.E. (1975). Irrigation on the prairies. Agriculture Canada, Publ. nº 1488, Ottawa, Ontario.

Laird, M., E.J. Bowmer, T. Dick, R.O.P. Eaton, G. Faubert, R.S. Freeman, J.C. Homes, E. Merrovitch, T. Scholten et M.P. Sutton (1980). *Intestinal Parasites of Man in the Canadian Environment.* National Research Council Canada Assoc. Comm. Scient. Criteria for Env. Quality, pp. 1-69.

Lakshman, G. (1980). *A Demonstration Project at Humboldt to Provide Tertiary Treatment to Municipal Effluent Using Aquatic Plants.* Saskatchewan Research Council. Publication No. E-820-13-1-E-80.

Lehman, D.L., P.M. Wallis, P. Jonker, J.M. Buchanan (1981). *Potential Health Problems Caused by the Disposal of Treated Sewage Products Containing Parasites.* First Annual Report. Kananaskis Centre, University of Calgary, Calgary, Alberta.

Lindsay, W.L. (1979). *Chemical equilibria in soils.* Wiley Interscience, New York.

Little, M.D. (1980). "Agents of health significance: parasites", *Sludge-Health Risks of Land Application.* G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds, J.M. Davidson, éd. Ann Arbor, Ann Arbor, Michigan, pp. 47-58.

Lutwick, G. et D.N. Graveland (1983). Effects of Anaerobically Digested Sewage Sludge on Crop Yield and Elemental Accumulation in Alfalfa and Soils near Edmonton, Alberta. Alberta Environment, Technical Development Branch, Lethbridge, Alberta.

Lutwick, G.W. et D.N. Graveland (1982). *A Study of the Phosphorus Adsorption Capacities of Several Southern Alberta Soils.* Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Edmonton, Alberta.

Majeti, V.A. et C.S. Clark (1981). "Health risks of organics in land application", *J. Environ. Eng. Div. ASCE,* vol. 107 (EE2), pp. 339-357.

Martin, J.P. et D.D. Focht (1977). "Biological properties of soils", *in* L.F. Elliot et F.J. Stevenson (éd.), *Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters.* American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.

McCoy, D. (1977). "Land application of sewage sludge in southern Alberta". *Proc. Sludge Handling & Disposal Seminar,* 16 au 18 février, Alberta Environment, Calgary, Alberta.

Moore, B.E., B.P. Sagik et C.A. Sorber (1981). "Viral transport to groundwater at a wastewater land application site", *J. Water Pollut. Control Fed.*, vol. 53, pp. 1492-1502.

Moss, F.V. et G.J. Hoffman (1977). "Crop salt tolerance – current assessment", *J. Irr. and Drainage Div., ASCE*, vol. 103, pp. 115-134.

Municipality of Halton (1981). *Regional Municipality of Halton Public Works Dept. Sludge Trials*, Halton, Ontario.

National Academy of Sciences (1980). *Drinking Water and Health*, volume 3, National Academy Press, Washington, D.C., 415 pages.

National Research Council (1980). *Mineral Tolerance of Domestic Animals.* National Academy of Sciences, Washington, D.C., 577 pages.

Newkumet, C. (1980). "The Del Monte decision: Banning crops grown in sludge-amended soils", *Sludge*, vol. 3, pp. 18-21.

Ogden, J.G., D.H. Waller et V.K. Lo (1979). *Nutrient Value and Application Procedures for Digested Sludge on Regenerating Forest Land.* Prepared for Nova Scotia Environmental Control Council.

Olsen, Sterling R. et Frank S. Watanabe (1957). "A method to determine a phosphorous adsorption maximum of soil as measured by the Langmuir isotherm", *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, vol. 21, pp. 144-149.

OMAF/OMOE – Ontario Ministry of Agriculture and Food/Ontario Ministry of the Environment (1981). *Guidelines for Sewage Sludge Utilization on Agricultural Lands.* Toronto, Ontario.

OMOE – Ontario Ministry of the Environment (1980). Yersinia enterocolitica *in Recreational Lakes and Sewage Systems.* Laboratory Services Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

OMOE – Ontario Ministry of the Environment (1977). *Plant Operating Summary, Water Pollution Control Projects.* Toronto, Ontario.

Oosterveld, M. et W. Nicholaichuk (1983). "Water requirements, availability and development restraints for crop productivity in Canada", *Can. J. Plant Sci.* (sous presse).

Parsons, D., C. Brownlee, D. Wetter, A. Maurer, E. Haughton, L. Kornder et M. Slezak (1975). *Health Aspects of Sewage Effluent irrigation.* Pollution Control Branch, British Columbia Water Resources Service, Victoria, British Columbia, 75 pages.

Pohjakas, K. D.W.L. Read et H.C. Korven (1967). "Consumptive use of water by crops at Swift Current, Saskatchewan", *Can. J. Soil Sci.*, vol. 47, pp. 131-138.

Purves, D. et E.J. MacKenzie (1974). "Phytotoxicity due to boron in municipal compost", *Plant Soil,* vol. 40, pp. 231-235.

Reed et Bastian (1980). *Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: an Engineering Assessment.* U.S. Environ. Prot. Agency Report No. EPA 430/9-80-009, Washington, D.C.

Ring, L. (1983). Private Communication, Irrigation Division, Alberta Agriculture Edmonton, Alberta.

Robinson, J.M (1980). "Sludge application to land-health implications", Sludge Disposal on Land – Its Future in British Columbia. A technology transfer seminar held April 16, 1980, Vancouver, British Columbia.

Ryan, J.A., L.D. Grant, J.B. Lucas, R.E. Marland, H.R. Pahren, W.A. Galke et D.J. Ehreth (1979). *Cadmium Health Effects: Implications for Environmental Regulations.* External Review Draft, Environmental Research, 121 pages.

Ryan M., W.F. Edin et W.B. Brian (1972). "Nitrate-N levels of perennial grasses as affected by time and levels of nitrogen application", *Agron, J.* vol. 64, pp. 165-168.

Santé et Bien-être social Canada, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 1978, Groupe de travail fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Ottawa.

Scarpino, P.V., B. Berg, S.L. Chang, D. Dahling et M. Lucas (1972). "A comparative study of the inactivation of viruses in water by chlorine", *Water Res.,* vol. 6, pp. 959-965.

Schmidtke, N.W. (1981). "Sludge generation, handling and disposal at phosphorus control facilities in Ontario", *Characterization, Treatment and Use of Sewage Sludge.* Proc. Second European Symposium, Commission of the European Communities, Vienna, EUR, n° 7076, pp. 190-225.

Scholten, R. et J. Young (1975). "Parasite findings at the Toronto Public Health Laboratory over the period 1964-October-1974. Abstract", *Canadian Journal of Pub. Health,* vol. 66, p. 50.

Sekla, L., D. Gemmill, J. Manfreda, M. Lysyk, W. Stakiw, C. Kay, C. Hopper, L. VanBuckenhout et G. Eibish (1980). "Sewage treatment plant workers and their environment: A health study, *Wastewater Aerosols and Disease.* Edité par H. Pahren et W. Jakubowski. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/9-80-028, pp. 281-193.

Shannon, E.E., F.J. Ludwig, I. Valdmanis (1976). *Polychlorinated Biphenyls (PCB's) in Municipal Wastewaters: An Assessment of the Problem in the Canadian Lower Great Lakes.* Canada-Ontario Agreement Research Report No. 49. Ontario Ministry of the Environment and Environment Canada, Ottawa.

Sheaffer, C.C., A.M. Decker, R.L. Chaney et D.L. Douglass (1979). "Soil temperature and sewage sludge effects on metals in crop tissues and soils", *J. Environ. Qual.,* vol. 8, pp. 455-459.

Shuval, H.I. et B. Fattal (1980). "Epidemiological study of wastewater irrigation in Kibbutzim in Israel", *Wastewater Aerosols and Disease.* H. Pahren et W. Jakubowski, éd. U.S. Environmental Protection Agency.

Sly, W.K. (1977). *Agroclimatic Maps for Canada.* Agrometeorol. Res. and Service, Chem. and Biol. Research Inst., Agriculture Canada, Ottawa, Ontario.

Sonmor, L.G. (1963). "Seasonal consumptive use of water by crops grown in southern Alberta and its relationship to evaporation", *Can. J. Soil Sci.,* vol. 43, pp. 287-297.

Soon, Y.K., T.E. Bates, E.G. Beauchamp et J.R. Moyer (1978). "Land application of chemically treated sewage sludge: 1. Effects on crop yield and nitrogen availability", *J. Environ. Qual.,* vol. 7, pp. 264-269.

Sopper, W.E. et S.N. Kerr (éd.) (1979). *Utilization of Municipal Sewage Effluent and Sludge on Forest and Disturbed Land.* The Pennsylvania State University Press, pp. 537.

Sorber, C.A. (1982). "Public health aspects of agricultural reuse applications of wastewater", *American Society of Chemical Engineers Newsletter,* n° 57, pp. 4-13.

Standish, J.F. (1981). *Metal Concentrations in Processed Sewage and By-products,* Agriculture Canada, Trade Memorandum T-4-93, Ottawa.

Subrahmanyan, T.P. (1977). *Examination of Sewage and Sewage Sludge for Enteroviruses. Volume II.* Canada-Ontario Agreement Research Report No. 52. Environment Canada and Ontario Ministry of the Environment, Ottawa. 35 pages.

Syers, J.K., M.G. Browman, G.W. Smillie et R.B. Corey (1973). "Phosphate sorption by soils - evaluated by the Langmuir equation", *Soil Sci. Soc. Am. Proc.,* vol. 37, pp. 358-363.

Tanner, C.B. (1974). "Water crop-yield and potato production", ch. 5, p. 63, *in Report to Environmental Data Service.* National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington, D.C.

Teltsch, D., S. Kedmi, L. Bonnet, Y. Borenzstagn-Rotem et E. Katzenelson (1980). "Isolation and identification of pathogenic microorganismes and wastewater irrigated fields: ratios in air and wastewater", Appl. Environ. Microbiol., vol. 39, pp. 1182-1190.

Tefflemire, T.J. et M. Chen (1976). *Phosphate Removal by Sands and Soils.* Technical Report, N.Y. State Dept. of Environmental Conservation, Albany, New York.

USDA Soil Conservation Service (1971). *National Engineering Handbook,* U.S. Govt. Printing Office, Washington, D.C.

U.S. Department of the Interior and USDA (1959). Irrigation on Western Farms. Agr. Inf. Bull. No. 199, U.S. Govt. Printing Office, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (1982). *Health Effects on Land Treatment: Microbiological.* U.S. Environmental Protection Agency Report No. EPA 600/1-82-007, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater.* U.S. Environmental Protection Agency Report No. EPA 625/1-81-013 (COE EM 1110-1-501), Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (1979). *Long Term Effects on Land Application of Domestic Wastewater Dickenson, North Dakota Slow Rate Irrigation Site.* U.S. Environmental Protection Agency Report No. EPA 600/2-79-144, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (1979). *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal.* U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency (1978). *Process Design Manual: Municipal Sludge Landfills.* EPA 625/1-78-010, SW-705, Washington, D.C.

U.S. Environmental Protection Agency, Food and Drug Administration, and Department of Agriculture (1981). *Land Application of Municipal Sewage Sludge for the Production of Fruits and Vegetables. A Statement of Federal Policy and Guidance,* Washington, D.C.

Vajdic, Ann H. (1978). "Viruses and parasites in sewage sludge", présenté à l'Ontario Ministry of the Environment Sludge Utilization and Disposal Conference. Toronto, Ontario, 20 au 21 février 1978, pp. 53-64.

van den Berg, J. (1978). "Zuiveringsslib in de bosbouw" (Sewage Sludge in forestry), Rijksinstituut voor onderzoek in de bos-en landschapsbouw "DeDorschkamp, Wageningen. Mededeling nr. 172. Tevens verschenen *in* H_2O, n° 11, pp. 482-488.

Vanderpost, J.M. et J.B. Bell (1977). "Bacteriological investigation of Alberta meat-packing plant, wastes with emphasis on *Salmonella* isolation", *Appl. Environ. Microbiol.* vol. 33, pp. 538-545.

Van't Woudt, B.D. et R.M. Hagan (1957). "Crop responses at excessively high soil moisture levels", *Drainage of Agricultural Lands,* J.N. Luther (éd.). *Agronomy,* n° 7. Amer. Soc. of Agronomy, Madison, Wisconsin. pp. 514-579.

Webber, M.D., A. Kloke, J., Ch. Tjell (1983). "A review of current sludge use guidelines for the control of heavy metal contamination in soils", *Proceedings of the EC Concerted Action Cost 68 ter:* Third International Symposium, Processing and Use of Sewage Sludge. Brighton, England, 27 au 30 septembre, 1983 (sous presse).

Webber M.D. et T.L. Monks (1981). "Heavy metal content of field and vegetable crops grown on soils treated with sewage sludge", *Proc. Ont. Ministry of the Environment, Research Advisory Committee, Technology Transfer Conference No. 2,* 24 novembre, Toronto, Ontario.

Webber, M.D., H.D. Monteith et D.G.M. Corneau (1983). "Assessment of heavy metals and PCBs at sludge application sites", *J. Water Pollut. Control Fed*, vol. 55, pp. 187-195.

Webber, M.D., H.D. Monteith et D.G.M. Corneau (1981). *Assessment of Heavy Metals and PCB's at Selected Sludge Application Sites in Ontario.* Canada-Ontario Agreement Research Report No. 109, Environment Canada and Ontario Ministry of the Environment.

Webber, M.D., Y.K. Soon et T.E. Bates (1980). "Lysimeter and field studies on land application of wastewater sludges", *Prog. Wat. Tech.* vol. 12, pp. 905-917.

White, M.C. et R.L. Chaney (1980). Zinc, cadmium and manganese uptake by soybean from two zinc-and-cadmium-amended coastal plain soils", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 44, pp. 308-313.

White, M.C., R.L. Chaney et A.M. Decker (1979). Differential cultivar tolerance in soybean to phytotoxic levels of soil zinc, range of soil Zn additions and the uptake of Zn, Mn, Fe and P", *Agronomy J.*, vol. 71, pp. 126-131.

White, R.K. (1976). "Selection of the system for sludge application on agricultural land", *Application of Sludges and Wastewaters on Agricultural Land: A Planning and Educational Guide*, B.D. Knezek et R.H. Miller (éd.), Ohio Agricultural Research and Development Center, Wooster, Ohio, Research Bulletin 1090.

Wile, W.I., G. Miller et S.A. Black (1982). "Design and use of artificial wetlands", Workshop on *Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewater.* 24 au 25 juin, Amherst, Massachusetts.

WHO Scientific Group (1979). *Human Viruses in Water, Wastewater and Soil.* World Health Organization, Technical Report Series 639, Geneva, Switzerland.

WHO Working Group (1981). *The Risk to Health of Microbes in Sewage Sludge Applied to Land.* Euro Report and Studies 54. World Health Organization, Copenhagen, Denmark.

GLOSSAIRE

absorption: action par un solide de fixer un liquide ou un gaz; interpénétration presque uniforme des molécules de phases différentes de sorte que toutes les phases disparaissent sauf celle qui capte les autres.

adsorption: fixation, à la surface des substances solides comme l'argile et les particules d'humus, d'ions ou de composés dissous.

adsorption spécifique: rétention de certains cations et anions par le sol, si fortement qu'ils ne peuvent être échangés avec d'autres cations et anions. L'adsorption spécifique se produit entre les ions ou les composés en solution et la phase colloïdale solide.

aérosol: suspension de particules liquides ultra-microscopiques dans un gaz; la taille des particules varie de 0,01 à 50 micromètres.

agrégats de sol: masses de particules de sol réunies en unités pouvant être instables ou stables, petites ou grosses, simples ou complexes.

ammonification: libération d'azote ammoniacal par les matières organiques azotées.

assimilation: transformation par un organisme vivant des substances qu'il absorbe en sa propre substance.

bactérie: organisme unicellulaire, analogue aux plantes, qui demande une nourriture soluble et se reproduit par scissiparité.

bactéries coliformes: synonyme de colibacille.

biodégradation: décomposition, par les microorganismes, des composés organiques complexes d'une substance en leurs éléments constituants ou en composés.

boues activées: boues floculées ou en voie de floculation produites par aération prolongée des eaux d'égout; par les microorganismes qu'elles contiennent, ces boues peuvent transformer les matières organiques en matériaux stables.

capacité au champ: humidité qu'un sol retient contre la force de gravité après avoir été saturé, puis drainé pendant 48 heures; quantité d'eau retenue par les micropores.

capacité d'échange cationique (C.E.C.): quantité totale de cations échangeables que le sol peut adsorber.

C.F.P. (cellules formatrices de plaques de lyse): virus formant une colonie visible sous forme d'une zone claire sur la plaque des cellules hôtes; sert à mesurer la teneur en virus.

chélate: structure moléculaire comportant un cycle formé par les électrons libres d'atomes voisins.

coefficient d'adsorption du sodium (C.A.S.): proportion de sodium, de calcium et de magnésium disponibles dans une solution de sol, pouvant indiquer si l'accumulation du sodium dans le complexe échangeur provoquera la dégradation de la structure du sol.

coefficient de transmissibilité: synonyme de coefficient de transmissivité; volume d'eau percolant chaque jour par unité de surface et par unité d'épaisseur d'une couche aquifère.

colibacille: tout bacille aérobie et anaérobie facultatif, non sporulant, gram-négatif, qui fermente le lactose avec production de gaz en moins de 48 heures à 35 °C.

coliforme: synonyme de colibacille.

coliformes fécaux: type de colibacilles présents dans presque toutes les matières fécales des mammifères. *Escherichia coli (E. coli)* est un des types courants de coliformes fécaux. Comme, ordinairement, ces coliformes ne sont pas pathogènes, ils indiquent seulement la présence potentielle d'organismes causant des maladies chez l'humain.

colloïdes: substances finement dispersées dans le sol ou au sein d'autres substances à l'état de particules minuscules qui possèdent une grande surface par unité de masse.

complexe des sols: unité cartographique servant à la prospection géochimique détaillée lorsqu'au moins deux unités pédologiques définies de sols qui s'entrecoupent géographiquement à tel point qu'il est impossible de les représenter séparément à l'échelle employée.

constante d'équilibre de solubilité ou produit d'ions (K): constante égale au produit des concentrations molaires des ions en solution en équilibre avec le solide correspondant.

C.O.T. (carbone organique total): mesure du carbone contenu dans les constituants organiques d'un échantillon d'eau.

D.B.O.$_5$: demande biochimique d'oxygène en cinq jours; mesure de la quantité d'oxygène dissous nécessaire aux besoins métaboliques des microorganismes aérobies assimilant la matière organique d'un échantillon d'eau. L'essai se fait avec des microorganismes acclimatés aux matières de l'échantillon pendant cinq jours à 20 °C.

D.C.O.: demande chimique d'oxygène; équivalent d'oxygène de la fraction des matières organiques d'un échantillon susceptible d'être oxydée par un oxydant chimique puissant.

dénitrification: réduction biochimique des nitrates et des nitrites en azote gazeux, soit à l'état moléculaire soit sous forme d'oxyde d'azote; se produit en l'absence d'oxygène moléculaire sous l'action de bactéries dénitrifiantes.

D.O.N.: demande en oxygène de l'azote; utilisation, par certaines bactéries autotrophes, de l'oxygène libre pour oxyder l'ammoniac en nitrite et en nitrate; elle se produit habituellement entre le sixième et le dixième jour après le début de la mesure de la D.B.O.; synonyme de D.B.O. de la nitrification.

eau disponible (E.D.): quantité d'eau, utilisable par les plantes, qui se trouve dans le sol et qui est comprise entre la capacité au champ et le point de flétrissement permanent.

eau souterraine: eau remplissant tous les pores non bouchés des matières sous-jacentes à la nappe phréatique, qui est la limite supérieure de saturation.

entérique: relatif aux intestins; les bactéries entériques sont des micro-organismes vivant dans le tractus intestinal des humains et des animaux.

épandage par ruissellement: mode d'épandage des eaux usées par application sur un terrain planté, en pente douce, dont le sol est relativement imperméable. Il y a oxydation biologique des eaux usées lorsqu'elles se répandent sur le sol et qu'elles entrent en contact avec les biotes de la litière végétale.

épidémie: augmentation soudaine de l'incidence d'une maladie au-delà de la valeur normale, affectant un grand nombre de personnes et un vaste territoire.

épidémiologie: étude de l'influence de divers facteurs sur une maladie.

espace macroporifère: volume total des pores du sol suffisamment gros pour que la capilarité n'empêche pas l'écoulement de l'eau par gravité.

espace microporifère: volume total des pores du sol assez petit pour que la capilarité empêche l'écoulement de l'eau par gravité.

eutrophisation: processus naturel de vieillissement des lacs où il y a prolifération des plantes aquatiques et désoxygénation des eaux; ce processus est accéléré en général par l'apport extérieur de sels nutritifs comme l'azote et le phosphore.

évapotranspiration: perte combinée d'eau dans une région par évaporation à la surface du sol, de l'eau et des plantes et par transpiration (dégagement de vapeur) des plantes.

fixation: conversion d'un élément inorganique en élément organique dans les tissus microbiens ou végétaux, ce qui le rend non facilement accessible aux autres organismes ou plantes.

fixation de l'azote: conversion de l'azote élémentaire (N_2) en combinaisons organiques ou en formes facilement réutilisables au cours de processus biologiques, spécifiquement, sous l'action de certaines bactéries dans les nodules des légumineuses, rendant l'azote accessible aux plantes.

gastro-entérite: inflammation des muqueuses gastriques intestinales dont une forme est appelée empoisonnement alimentaire. Cette maladie peut être causée par des organismes contenus dans les déchets humains et transmise par ingestion d'aliments ou d'eau contaminés.

helminthe: ver, parasite intestinal.

horizon (du sol): couche du sol, à peu près parallèle à la surface, ayant des caractéristiques distinctes dues aux processus de formation du sol.

indicateur biologique: organisme dont le dosage dans l'eau indique une pollution ou la présence d'agents pathogènes, sans pour autant provoquer lui-même une maladie. Par exemple, la présence de coliformes fécaux dans l'eau indique la possibilité qu'il y ait aussi des organismes provoquant des maladies chez l'humain, mais les coliformes eux-mêmes ne sont généralement pas pathogènes.

infiltration: pénétration de l'eau de surface dans le sol suivant un mouvement descendant; elle s'exprime en cm/s et dépend à la fois de la perméabilité et de l'humidité du sol.

infiltration rapide: mode d'épandage sur le sol de forts volumes d'eau qui s'infiltrent à travers la surface et percolent dans les pores du sol; convient aux sols de grande perméabilité.

kyste: structure protectrice d'un organisme à paroi distincte; dans des conditions environnementales néfastes, beaucoup de microorganismes s'enkystent; les kystes peuvent contenir l'oeuf ou l'organisme arrivé ou non à maturité. Certains pathogènes sont transmis surtout sous forme de kystes ingérés par le nouvel hôte.

lessivage: évacuation des matières dissoutes du sol.

lessivat: eau atteignant la nappe phréatique après percolation dans le sol.

liaison ionique: liaison chimique qui réunit deux ions de signes contraires, produite par l'attraction entre deux atomes à la suite du transfert d'au moins un électron d'un atome à l'autre.

ligand: molécule, ion, ou groupement lié à l'atome central d'un chélate ou d'un complexe. C'est le cas, par exemple, des molécules d'ammoniac dans $CO(NH_3)_6 + 3$.

masse volumique apparente: masse de matières solides sèches (par exemple de sol) par unité de volume.

matières en suspension: portion des matières solides contenues dans un échantillon d'eau qui peuvent traverser un filtre; synonyme de *résidus non filtrables*.

matières solides filtrables: portion des matières solides contenues dans un échantillon d'eau qui peuvent traverser un filtre et qui ne sont pas volatilisées lorsqu'on assèche le récipient d'échantillonnage; synonyme de "résidus filtrables".

métal lourd: métal dont la densité est d'au moins 5,0.

méthylate, formation de: formation d'un composé organométallique par substitution d'un métal à l'hydrogène du groupement hydroxyle (-OH) du méthanol.

microorganismes acclimatés: toute population de microorganismes adaptée à certaines conditions environnementales.

minéralisation: transformation d'un composé organique en composé inorganique.

nitrification: oxydation, sous l'action de certaines bactéries, de l'ion ammonium en nitrite, puis en nitrate.

N.P.P.: nombre le plus probable; indice statistique de la teneur en bactéries d'un échantillon d'eau.

N.T.K.: azote total Kjeldahl; somme des teneurs en azote ammoniacal et en azote organique d'un échantillon d'eau.

particules colloïdales du sol: fraction d'argile et d'humus d'un sol, dont les caractéristiques sont une taille très petite (0,002 mm), un rapport surface-volume très élevé et la présence d'une charge négative.

pathogène: organisme pouvant causer une maladie.

P.C.B.: polychlorobiphényles; composés organiques de synthèse utilisés dans plusieurs procédés de fabrication; persistants dans l'environnement car ils résistent à la dégradation.

percolation: mouvement vers le bas de l'eau à travers le sol.

perméabilité: facilité de transmission de l'eau et de l'air à travers une section transversale unitaire d'un sol saturé par unité de temps; s'exprime d'habitude en cm/s.

phytotoxique: toxique pour les plantes.

point de flétrissement: teneur en eau d'un sol à laquelle les plantes se fanent et ne peuvent récupérer leur turgidité dans un endroit sombre et humide.

point de rosée: température à laquelle l'air devient saturé par refroidissement, sans accroissement d'humidité ni changement de pression.

porosité: pourcentage en volume de la masse totale du sol qui n'est pas occupée par des particules solides.

précipitations: particules d'eau (pluie ou neige) qui tombent de l'atmosphère et atteignent le sol; désigne aussi, d'après le niveau de liquide, la quantité d'eau tombée en un point donné pendant une période déterminée.

prospection pédologique, levé des sols: examen, description, classification et cartographie systématiques des sols d'une région. On classe ces types de prospection d'après le genre et l'importance de l'étude sur le terrain.

protozoaire: organisme unicellulaire, généralement microscopique, de l'embranchement ou du sous-règne du même nom, qui inclue la plupart des formes primitives de vie animale. Beaucoup sont capables de s'enkyster et, excrétés par l'hôte, de résister aux procédés de traitement des déchets.

régolithe: couche non consolidée de sol au-dessus de l'assise rocheuse provenant de l'altération de la roche sous-jacente et(ou) de la décomposition de matières transportées par la gravité, le vent, l'eau ou la glace.

saison de croissance: période de l'année pendant laquelle les conditions climatiques favorisent la croissance des plantes; spécifique à une région donnée.

septique: caractérisé par la dégradation anaérobie des protéines par certaines bactéries, avec production de matières nauséabondes.

série de sols: unité de base de la classification canadienne des sols, regroupant des sols essentiellement semblables pour toutes les caractéristiques principales de leurs horizons, à l'exception de la texture de la surface.

sol: rigoureusement, portion supérieure du régolithe fortement influencée par les organismes vivants et le climat, qui produit les couches distinctes appelées horizons. Dans le traitement des eaux d'égout, le sol désigne tout le régolithe.

station de traitement des eaux usées: ensemble des installations de traitement des eaux usées où l'on emploie des procédés chimiques, physiques ou biologiques pour traiter les eaux.

structure du sol: organisation des particules primaires du sol en particules, unités ou en agrégats secondaires appelés peds.

substrat: substance milieu ou élément nutritif sur lequel croît un organisme.

tension de l'eau du sol: pression négative équivalente de l'eau du sol, qui est égale à la pression qu'il faut appliquer à l'eau du sol pour l'amener à l'équilibre hydraulique, à travers une membrane perméable poreuse, avec un réservoir d'eau de même composition.

texture du sol: grosseur de chacune des particules minérales du sol.

traitement primaire: élimination des résidus de dégrillage et du sable, des graisses et des matières flottantes ainsi que des matières organiques facilement décantables contenues dans les eaux usées. Selon les normes, le traitement primaire consiste d'habitude en l'élimination d'environ 50 p. 100 à 60 p. 100 des matières en suspension et de 25 p. 100 à 40 p. 100 de la D.B.O.

traitement secondaire: traitement biologique, à la suite d'un traitement primaire, généralement dans un bassin à boues activées ou le réacteur annexe de croissance microbienne, avec décantation secondaire. En général, le traitement secondaire correspond à l'élimination de 85 p. 100 à 90 p. 100 de la D.B.O. et des matières en suspension.

traitement tertiaire: tout traitement, biologique, chimique ou physique, qui parvient à éliminer les substances nutritives et(ou)les espèces solubles qui ne sont pas enlevées par un traitement secondaire tout en éliminant par la même occasion les matières en suspension et les matières organiques.

traitement préliminaire: partie du traitement primaire consistant à enlever les résidus de dégrillage et le sable (matières inorganiques facilement décantables), sans éliminer de façon appréciable la portion organique des eaux usées.

type de sol: unité du système naturel de classification des sols; subdivision d'une série de sols constituant, ou décrivant des sols qui se ressemblent en tous points, y compris la texture de l'horizon A (surface).

vecteur: agent, par exemple un insecte, capable de transmettre mécaniquement ou biologiquement un agent pathogène d'un sujet à un autre. Le moustique porteur des organismes causant le paludisme est un vecteur.

virus: agent infectieux dont la taille varie de 10 à 20 nanomètres, composé d'une enveloppe protéinique entourant un noyau d'acide nucléique, capable d'infecter des organismes vivants spécifiques et de se reproduire à l'intérieur d'une cellule vivante; il est caractérisé par une reproduction totalement dépendante des cellules vivantes et par l'absence de métabolisme indépendant.

volatilisation: transformation en gaz ou en vapeur.

ANNEXES

ANNEXE A

Organismes provinciaux ayant participé à l'étude de terrains servant à l'épandage

Province	Organisme	Directives	
		Eaux usées traitées	Boues
Alberta	Alberta Environment Standards and Approvals Div. 9820 - 106th Street Edmonton (Alberta) T5K 2J6	A Practical Guide to Municipal and Wastewater Irrigation, Discussions and Guidelines, 1977.	Guidelines for the Application of Municipal Wastewater Sludges to Agricultural Lands, 1981.
Colombie-Britannique	Ministry of the Environment Waste Management Branch Victoria (Colombie-Britannique) V8V 1X5	Pollution Control Guidelines for Municipal Effluent Application to Land, Jan. 1981.	Guidelines for use with the Regulations under the Waste Management Act for Control of the Discharge of Sludge to Land, 1982 (draft).
Manitoba	Manitoba Dept. of Consumer and Corporate Affairs and Environment Environmental Control Services Bldg 2, 139 Tuxedo Avenue Winnipeg (Manitoba) R3N 0H6		Order No. 921 of the Manitoba Clean Environment Commission under the Clean Environment Act, 1981. Regulation for Land Application of Manitoba Sludge.
Ontario	Ministry of the Environment Wastewater Treatment Section 135 St. Clair Avenue West Toronto (Ontario) M4V 1P5	Pollution Control Guidelines for Municipal Effluent Application to Land, 1981.	Guidelines for Sewage Sludge Utilization on Agricultural Lands, 1981.
Québec	Ministère de l'Environnement 2324, Dalton, 1er étage Sainte-Foy (Québec) G1P 3S3		
Terre-Neuve	Department of Environment Elizabeth Towers Elizabeth Avenue St. John's (Terre-Neuve) A1B 3X9		
Nouveau-Brunswick	Environment New Brunswick P.O. Box 6000 Fredericton (Nouveau-Brunswick) E3B 5H1	Guidelines for the Collection and Treatment of Wastewater 1979.	

Province	Organisme	Directives	
		Eaux usées traitées	Boues
Nouvelle-Écosse	Nova Scotia Dept. of the Environment P.O. Box 2107 Halifax (Nouvelle-Écosse) B3J 3B7		Guidelines for Utilization of Digested Sludge on Agricultural Lands in Nova Scotia, 1983 (draft).
Île-du-Prince-Édouard	Department of Community Affairs P.O. Box 2000 11 Kent Street Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard) C1A 7N8		
Saskatchewan	Saskatchewan Environment Water Pollution Control Branch 1855 Victoria Avenue 5th Floor Regina (Saskatchewan) S4P 3V5		Application of Municipal, Sewage Sludge to Land – Interim Guidelines, 1983 (draft).
Territoires du Nord-Ouest	Northwest Territories Water Board P.O. Box 1500 Yellowknife (T.N.-O.) X1A 2R3	Guidelines for Municipal Type Wastewater Discharges in the Northwest Territories, 1981.	
Yukon	Yukon Territory Water Board 2000 - 4114 - 4th Avenue Whitehorse (Yukon) Y1A 4NT	Guidelines for Municipal Wastewater Discharges in the Yukon Territory, 1983.	

ANNEXE B
Critères de qualité des eaux d'irrigation

L'utilisation d'une eau d'irrigation de bonne qualité permet d'obtenir un rendement maximal avec de bonnes méthodes de gestion des sols et des eaux. Toutefois, en l'absence de méthodes spéciales destinées à maintenir ou à rétablir la productivité maximale, l'utilisation d'une eau de qualité médiocre se traduira, prévoit-on, par des problèmes de sol et de culture et diminuera le rendement. Vu l'absence de critères relatifs à l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation, il est nécessaire d'établir des normes régissant la qualité des eaux employées lors des opérations classiques d'irrigation.

B.1 Qualité des eaux employées lors des opérations classiques d'irrigation

Il n'existe aucun critère universel relatif à la qualité des eaux d'irrigation. La plupart des états américains et des provinces canadiennes ont établi leurs propres normes, qui tiennent compte des conditions locales, de l'expérience et des besoins en matière d'irrigation. Toutefois, la plupart des normes sont basées sur des modifications d'autres normes mentionnées par le Salinity Laboratory des États-Unis (*U.S.D.A. Handbook 60,* 1954), et sur les améliorations apportées par Ayers et Westcot (1976)*. On donne ci-après des directives (tableau B-1) et des extraits pertinents tirés de Ayers et Westcot. On a préparé les directives du tableau B-1, en partant de plusieurs hypothèses.

a) Utilisation de l'eau. — Le sol est bien drainé et possède une texture allant d'un loam sableux à un loam argileux. Le climat va de semi-aride à aride lorsque les précipitations annuelles sont faibles. Il faut modifier ces directives dans les régions où les précipitations sont intenses durant une partie de l'année.

b) Méthodes et moment d'irrigation. — On suppose l'utilisation de différentes méthodes d'irrigation en surface et par aspersion, y compris l'irrigation par inondation, l'irrigation par rigoles, l'irrigation par infiltration et l'irrigation par aspersion, ou de tout autre système qui fournit de l'eau "au besoin". On suppose que les plantes utilisent une part considérable de l'eau stockée dans le sol, avant l'irrigation suivante. Avec ces méthodes, il y aurait percolation d'environ 15 p. 100 de l'eau jusqu'en dessous de la rhizosphère.

c) Absorption de l'eau par les plantes. — Les plantes absorbent l'eau des zones de la rhizosphère où elle est la plus facilement disponible, soit normalement 40 p. 100 environ dans le quart supérieur, 30 p. 100 dans le deuxième quart, 20 p. 100 dans le troisième quart et 10 p. 100 dans le quart inférieur. Quelle que soit la méthode, il y a lessivage de la zone supérieure, ce qui la maintient à une salinité relativement faible.

Les problèmes de drainage sont bien souvent reliés à la qualité de l'eau, et il est essentiel de prévoir les problèmes que pourrait poser la nappe phréatique, si l'on désire irriguer efficacement et à long terme des zones agricoles. Il y a eu lieu aussi de définir l'importance du problème.

Importance du problème: Dans le tableau B-1, les problèmes appartiennent à trois classes: les problèmes inexistants, les problèmes croissants et les problèmes graves. Cette classification est quelque peu arbitraire, car les changements se produisent graduellement, sans limite

* R.S. Ayers et D.W. Westcot, "Water Quality for Agriculture", *Irrigation and Drainage Paper No. 29,* Food and Agricultural Organization, Rome, 1976.

bien définie d'une classe de problèmes à l'autre. Des différences de 10 p. 100 à 20 p. 100 avec les valeurs affichées au tableau B-1 n'auront probablement pas d'importance, si l'on tient compte des autres facteurs qui influent sur le rendement des cultures. Lorsque l'eau d'irrigation a la même qualité que celle dont la valeur est donnée dans la colonne "Aucun problème" au tableau B-1, il n'y a habituellement aucun problème de sol ou de culture. Par contre, on observera fréquemment des problèmes de sol et de culture avec une eau dont la qualité est égale ou pire à celle de l'eau dont la valeur est donnée dans la colonne "Problème grave". Avec une eau de qualité moyenne, on observera des problèmes "croissants", c'est-à-dire de plus en plus importants au fur et à mesure que la qualité de l'eau diminuera.

Parmi les conditions susceptibles de modifier ces valeurs, on compte la fraction éliminée par lessivage, les conditions de drainage, les méthodes d'irrigation, le climat et les précipitations, l'état physique du sol, la tolérance des plantes à la salinité et les propriétés chimiques du sol.

Les problèmes provoqués par l'utilisation d'une eau de mauvaise qualité varieront en importance et en nature, mais les plus courants sont: (*a*) la salinité, (*b*) la perméabilité et (*c*) la toxicité.

B.1.1 Salinité. — Il y a un problème de salinité lorsque les sels dans les eaux d'irrigation s'accumulent dans la rhizosphère et provoquent une diminution du rendement du sol. Les directives du tableau B-1 permettent d'évaluer les problèmes de cette nature causés par les eaux d'irrigation.

Lorsque la nappe phréatique est près de la surface, il peut également y avoir un problème de salinité causé par l'ascension des eaux souterraines et des sels qu'elles contiennent, au fur et à mesure que l'eau s'évapore de la surface du sol ou est utilisée par la plante. Ce problème est lié directement à la présence d'une nappe phréatique peu profonde et à un mauvais drainage du sol, mais il est seulement relié de façon indirecte à la présence de sels dans les eaux d'irrigation: ce problème particulier n'est pas inclus dans les directives. Toutefois, ces directives s'appliqueront lorsqu'on aura résolu le problème de drainage et qu'on aura stabilisé la nappe phréatique.

La plus grande partie des sols ajoutés avec les eaux d'irrigation restent dans le sol après absorption de l'eau par les plantes. Ces sels peuvent s'accumuler et diminuer la disponibilité des eaux du sol pour la plante. Pour éviter qu'il y ait accumulation excessive de sels, la quantité éliminée doit représenter environ la moitié de la quantité appliquée (concept du bilan salin). Pour dissoudre et éliminer les sels, il faut appliquer une quantité suffisante d'eau pour qu'il y ait percolation dans toute la rhizosphère (lessivage).

S'il y a établissement par lessivage d'un bilan salin à long terme, la salinité moyenne du sol de la rhizosphère dépendra étroitement de la qualité des eaux d'irrigation et de la fraction de celles-ci qui se déplace dans cette zone. Si la méthode d'irrigation se traduit par un lessivage plus important, il y aura accumulation moindre de sels; dans ce cas, on peut tolérer une salinité légèrement plus élevée dans les eaux d'irrigation. Par contre, un lessivage moindre se traduira par une accumulation plus importante; on observera donc parfois des problèmes de salinité et une diminution du rendement avec une eau présentant une salinité plus faible ($C.E._{eau}$) que celle mentionnée dans les directives du tableau B-1.

L'objectif principal de toute méthode de gestion destinée à résoudre les problèmes de salinité est d'accroître la disponibilité de l'eau du sol pour les plantes. Voici quelques-unes de ces méthodes:

TABLEAU B-1
Directives sur le choix de la qualité des eaux pour l'irrigation (Ayers et Westcot, 1976)

Problème d'irrigation	Importance du problème		
	Aucun problème	Problème croissant	Problème grave
SALINITÉ (influe sur la quantité d'eau utilisable par la plante) $C.E._{eau}$ (dS/m)	< 0,75	0,75 - 3,0	> 3,0
PERMÉABILITÉ (influe sur la vitesse d'infiltration dans le sol)			
$C.E._{eau}$ (dS/m)	> 0,5	0,5 - 0,2	< 0,2
Coefficient d'adsorption du sodium (C.A.S. ajusté)[a]			
Montmorillonite (réseau cristallin 2:1)	< 6	6 - 9[b]	> 9
Illite-vermiculite (réseau cristallin 2:1)	< 8	8 - 16[b]	> 16
Leolinite-sesquioxides (réseau cristallin 1:1)	< 16	16 - 24[b]	> 24
TOXICITÉ D'IONS SPÉCIFIQUES (nuit aux plantes sensibles)			
Sodium[c] (C.A.S. ajusté)	< 3	3 - 9	> 9
Chlorure[c] (méq/l)	< 4	4 - 10	> 10
Bore (mg/l)	< 0,75	0,75 - 2,0	> 2,0
AUTRES EFFETS (nuisent aux plantes sensibles)			
$N\text{-}NO_3$ ou $N\text{-}NH_4$ (mg/l)	< 5	5 - 30	> 30
HCO_3 (méq/l) (aspersion)	< 1,5	1,5 - 8,5	< 8,5
pH		(gamme normale 6,5 - 8,4)	

[a] Le coefficient d'adsorption du sodium est souvent désigné par "C.A.S. ajusté". Les valeurs présentées ici s'appliquent aux principaux types de minéraux argileux dans le sol, car la stabilité structurale varie selon les différents types d'argiles.

[b] Utiliser la plage inférieure si la $C.E._{eau}$ est plus petite que 0,4 mS/cm. Utiliser la plage intermédiaire si la $C.E._{eau}$ est égale à 0,4 mS/cm à 1,8 mS/cm. Utiliser la limite supérieure si la $C.E._{eau}$ est plus grande que 1,8 mS/cm.

[c] La plupart des arbres fruitiers et des plantes ornementales ligneuses sont sensibles au sodium et au chlorure (utiliser les valeurs indiquées). La plupart des plantes annuelles ne sont pas sensibles. L'irrigation par aspersion de plantes sensibles avec une eau contenant plus de 3 méq/l de sodium ou de chlorure a provoqué dans certains cas une adsorption foliaire excessive et des dommages.

a) irrigation plus fréquente pour augmenter la quantité d'eau utilisable par les plantes;

b) culture de plantes qui résisteront à une plus grande salinité;

c) utilisation régulière de quantités d'eau supplémentaires pour satisfaire les besoins en matière de lessivage;

d) utilisation d'une méthode différente d'irrigation permettant de réduire plus efficacement les quantités de sel;

e) modification des méthodes de culture.

Parmi les mesures plus draconiennes destinées à améliorer ou à rétablir la productivité des sols touchés par le sel, on compte:

a) lessivage selon les besoins en vue de réduire la teneur en sels accumulés;

b) diminution de la pente ou nivellement des terres en vue de rendre plus uniforme l'application de l'eau;

c) modification du profil du sol en vue d'améliorer la percolation, c'est-à-dire sous-solage et labour profond;

d) établissement d'un système de drainage artificiel si la nappe phréatique constitue un problème;

e) addition aux eaux d'irrigation salines d'eau relativement non saline.

B.1.2 **Perméabilité.** – Il y a un problème de perméabilité lorsque l'eau ne pénètre pas assez rapidement dans le sol au cours de l'irrigation pour le recharger d'une quantité qui suffira aux plantes jusqu'à la prochaine irrigation. Ce problème se manifeste généralement dans les premiers centimètres de sol, mais peut apparaître à l'occasion dans des couches plus profondes. Outre la qualité de l'eau, la perméabilité peut être modifiée par de nombreux facteurs, dont les caractéristiques physiques, comme la texture du sol, la stratification et la compaction, et les caractéristiques chimiques telles que le type de minéraux argileux et le type de cations échangeables. Les directives du tableau B-1 s'appliquent aux problèmes de perméabilité dans la mesure où ils se rapportent directement à des changements défavorables de la chimie du sol. Ces problèmes sont causés par une faible salinité et par une teneur élevée en sodium dans les eaux d'irrigation. Ils ne sont pas liés aux problèmes touchant les caractéristiques physiques, comme la texture et la compaction.

Les eaux de faible salinité sont corrosives et ont tendance à débarrasser les sols superficiels des minéraux et des sels facilement solubles. Elles favorisent la dissolution rapide de toutes les sources de calcium dans les sols superficiels, causant ainsi la dispersion des fines particules de sol qui occupent alors les vides et qui rendent la surface du sol imperméable. Les eaux de très faible salinité ($C.E._{eau} < 0{,}2$ dS/m) sont bien souvent à l'origine de problèmes de perméabilité; plus la $C.E._{eau}$ est élevée, plus les risques sont grands.

Des teneurs élevées en sodium dans les eaux d'irrigation peuvent entraîner de graves problèmes de perméabilité. Dans ces conditions, il peut être extrêmement difficile de satisfaire aux besoins en eau des cultures. De plus, il peut être nécessaire d'étudier de façon spéciale les autres problèmes, comme la mauvaise germination des cultures, l'aération insuffisante des sols, la fréquence accrue des maladies et les problèmes de mauvaises herbes causés par l'accumulation et la stagnation d'eau en surface.

La façon la plus fréquente d'évaluer les risques de problèmes de cette nature consiste à mesurer le coefficient d'adsorption du sodium (C.A.S.) conformément à l'équation ci-après (*USDA Handbook 60*, 1954):

$$\text{C.A.S.} = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

où: Na = méq/l de sodium
Ca + Mg = méq/l de calcium plus magnésium

Pour un coefficient supérieur à 6 jusqu'à 9, on prévoit que les eaux d'irrigation entraîneront un problème de perméabilité dans les sols contenant des minéraux argileux, comme la montmorillonite et l'illite-vermiculite, qui se gonflent et qui se contractent (tableau B-1).

Toutefois, les problèmes de perméabilité sont aussi reliés à la teneur en carbonate (CO_3^{2-}) et en bicarbonate (HCO_3^-) des eaux d'irrigation, facteur dont ne tient pas compte la méthode de mesure du coefficient d'adsorption du sodium.

Des recherches récentes ont permis d'apporter des améliorations à l'ancien concept du coefficient d'adsorption du sodium. Les directives du tableau B-1 utilisent ce nouveau concept, qui est en fait une modification de l'ancien coefficient, et que l'on appelle coefficient d'adsorption du sodium ajusté (C.A.S. ajusté). L'ancienne méthode a été modifiée pour tenir compte des variations de composition des eaux du sol qui, prévoit-on, résulteront de la combinaison de sels dissolvant (addition de calcium) ou précipitant (élimination de calcium) l'hydroxyde de calcium. Le coefficient ajusté est donc relié à la minéralogie dominante des argiles, comme le montre le tableau B-1.

On calcule le coefficient ajusté à l'aide de l'équation semi-quantitative ci-après:

$$\text{C.A.S. ajusté} = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}} [1 + (8{,}4 - pHc)]$$

Des méthodes de calcul du coefficient ajusté sont données par Ayers (1977)*.

Comme une diminution de perméabilité ne fait que réduire le volume d'eau stockée dans le sol et destinée à être utilisée par les plantes, il n'y a pas vraiment lieu de prendre des mesures pour remédier à la situation tant que sont satisfaits les besoins en eau des cultures et les exigences relatives au lessivage. Cependant, d'autres problèmes provoqués par une perméabilité réduite, comme une teneur excessive en eau, une croûte superficielle, la compaction, une aération insuffisante, une mauvaise germination, une quantité excessive de mauvaises herbes et les maladies, peuvent imposer l'application de telles mesures. Ces problèmes peuvent provoquer une baisse du rendement aussi importante qu'une pénurie réelle d'eau. Ces mesures peuvent être de nature "chimique" ou "physique".

Voici les méthodes suggérées pour maintenir ou améliorer la chimie du sol ou de l'eau:

a) l'addition de produits au sol ou à l'eau (gypse, soufre, acide sulfurique, etc.),

b) le mélange ou la modification des eaux d'irrigation.

Parmi les méthodes physiques, on compte les méthodes culturales qui manipulent le sol pour augmenter l'infiltration ou réduire le ruissellement et ainsi favoriser l'infiltration:

* R.S. Ayers, "Quality of Water for Irrigation", *J. Irrigation and Drainage Div.*, ASCE, n° 193, 1977.

a) l'irrigation plus fréquente,
b) la culture et le labour profond,
c) l'accroissement du temps (durée) d'irrigation,
d) la modification de la direction d'irrigation pour diminuer la pente du terrain,
e) la récupération et la re-circulation des eaux de ruissellement,
f) le réglage du débit des arroseurs à la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol,
g) l'utilisation de résidus organiques.

B.1.3 Toxicité. – Les problèmes causés par la toxicité sont différents de ceux causés par la salinité et la perméabilité, car les effets toxiques se manifestent dans la plante et sont provoqués par l'absorption et l'accumulation de certains constituants des eaux d'irrigation, même si la salinité est faible. Les constituants toxiques qui nous intéressent ici sont le sodium, le chlorure et le bore, car ils peuvent diminuer le rendement et être à l'origine d'une mauvaise récolte.

La plupart des arbres fruitiers et des autres plantes ligneuses persistantes sont particulièrement sensibles à de faibles teneurs en sodium. La plupart des plantes annuelles ne sont pas sensibles, mais peuvent être affectées par des teneurs élevées en sodium.

La plupart des arbres et des autres plantes ligneuses persistantes sont sensibles à de faibles teneurs en chlorure; la plupart des plantes annuelles ne le sont pas. Toutefois, même les plantes les moins sensibles peuvent être affectées par des teneurs élevées en chlorure. Le chlorure n'est pas adsorbé par les sols mais se déplace facilement dans l'eau du sol. Tout comme le sodium, il est adsorbé par les racines et transporté jusqu'aux rameaux.

Le bore est un élément essentiel à la croissance des plantes, mais il en faut une quantité relativement petite. Lorsqu'il est présent en très grande quantité, cet élément est toxique. La toxicité due au bore est habituellement associée à la présence de cet élément dans les eaux d'irrigation, mais elle peut aussi être causée par la présence dans le sol de bore d'origine naturelle. Les effets toxiques de bore semblent se manifester chez une grande variété de cultures, tandis que les effets toxiques du sodium et du chlorure s'exercent surtout sur les arbres fruitiers et sur les espèces ligneuses.

Les problèmes de toxicité se manifestent à des teneurs relativement faibles dans les eaux d'irrigation. Avec des cultures sensibles, il faut appliquer certaines mesures destinées à réduire la teneur réelle des substances toxiques ou apporter des modifications qui amélioreront le rendement dans les conditions existantes. Voici certaines des mesures destinées à diminuer la teneur réelle des constituants toxiques:

a) une irrigation plus fréquente;
b) l'utilisation d'un volume d'eau supplémentaire pour le lessivage;
c) l'utilisation d'un amendement comme le gypse ou l'acide sulfurique en présence d'effets toxiques dus au sodium;
d) la modification ou le mélange des eaux d'irrigation.

Voici certaines des mesures servant à modifier les conditions existantes:

a) l'utilisation de cultures tolérantes;
b) l'amélioration des méthodes d'assainissement des eaux lorsque ces méthodes contribuent au problème de toxicité. Les mesures appliquées peuvent comprendre l'accroissement de la fraction de lessivage, le lessivage périodique, le terrassement du terrain en vue de le niveler, la modification du profil et le drainage artificiel.

B.2 Points dont il faut tenir compte lors de l'élaboration de directives relatives à l'irrigation avec des eaux usées

Jusqu'ici nous avons examiné les méthodes classiques d'irrigation, principalement en milieu aride où le rendement des cultures est capital. Il faut apporter certaines modifications lorsqu'on envisage l'utilisation et le traitement des eaux usées au Canada; ces modifications doivent toucher plus particulièrement la salinité, le coefficient d'adsorption du sodium, la teneur en éléments nutritifs et en métaux lourds et les caractéristiques microbiologiques des eaux usées.

B.2.1 Salinité. — Dans le cas des effluents municipaux, la salinité ne devrait pas constituer un problème, car la conductivité de la plupart de ces eaux est inférieure à 1 mS/cm. En général, les matières dissoutes d'origine domestique correspondent à une conductivité de 0,3 dS/m. En conséquence, la salinité des eaux usées brutes sera inférieure à 1,3 dS/m. Il y a cependant des exceptions, principalement dans les régions arides du Canada:

a) l'utilisation dans les petits villages des Prairies d'eaux de salinité supérieure aux valeurs recommandées, en raison de l'absence d'une source d'eau de faible salinité,

b) l'infiltration d'eaux souterraines salines dans les collecteurs,

c) l'évaporation de beaucoup supérieure à la précipitation dans les étangs de stabilisation, ce qui se traduit par l'accumulation de sels,

d) le rejet dans le système d'égouts municipal d'eaux salines par les industries.

Il y a lieu d'analyser périodiquement les eaux usées pour déterminer si leur salinité constitue un problème.

B.2.2 Coefficient d'adsorption du sodium. — Le coefficient d'adsorption du sodium des eaux municipales est variable. Dans le cas des eaux de surface, ce coefficient est faible, mais les eaux souterraines peuvent présenter un coefficient d'adsorption du sodium très élevé, ce qui les rend donc impropres pour l'irrigation.

La teneur en sodium des eaux municipales peut être modifiée par celle des eaux domestiques (particulièrement lorsqu'on utilise des produits assouplissants), par l'infiltration d'eaux souterraines riches en sodium dans le collecteur, par les rejets industriels et par la concentration par évaporation et la précipitation du calcium dans les étangs de stabilisation de grande superficie. Pour les petits projets, on peut diminuer le coefficient d'adsorption du sodium et augmenter la conductivité des eaux d'irrigation en ajoutant aux effluents ou au sol un sel soluble de calcium.

B.2.3 Métaux. — Certains s'inquiètent de ce que l'application sur les sols d'effluents pouvant contenir des métaux à l'état de traces puisse être toxique pour les organismes du sol, les plantes et les personnes qui les consomment. Une part importante des métaux contenus dans les eaux usées brutes est éliminée au cours du traitement. Les teneurs en métaux à l'état de traces dépassent rarement les limites données au tableau B-2. Il y a lieu de doser à plusieurs reprises les métaux à l'état de traces dans les effluents traités provenant de municipalités fortement industrialisées, si l'on envisage d'appliquer ces effluents sur des sols réservés à l'agriculture.

B.2.4 Contamination bactérienne. — Une étude des règlements sur la protection de la santé effectuée par Coerver (1968)* a montré que 18 des 37 états américains qui ont répondu

* S.F. Coerver, "Health Regulations Concerning Sewage Effluent for Irrigation", *Proceedings, Municipal Sewage Effluents for Irrigation*. Agricultural Engineering Department, Louisiana Polytechnic Institute, Ruston, Louisana, 1968.

TABLEAU B-2
Teneurs maximales recommandées en métaux à l'état de traces des eaux d'irrigation
(*National Academy of Science*, 1974)*

Élément	Eaux utilisées continuellement sur tous les sols (mg/l)	Utilisation jusqu'à 20 ans sur des sols à texture fine de pH 6,0 à 8,5 (mg/l)
Aluminium	5,0	20,0
Arsenic	0,10	2,0
Béryllium	0,10	0,50
Bore	0,75	2,0 - 10,0
Cadmium	0,010	0,050
Chrome	0,10	1,0
Cobalt	0,050	5,0
Cuivre	0,20	5,0
Fluorure	1,0	15,0
Fer	5,0	20,0
Plomb	5,0	10,0
Lithium	2,5[b]	2,6**
Manganèse	0,20	10,0
Molybdène	0,010	0,050***
Nickel	0,20	2,0
Sélénium	0,020	0,020
Zinc	2,0	10,0

* Ces teneurs n'exerceront normalement aucun effet néfaste sur les plantes ou sur les sols. On ne dispose d'aucune donnée pour le mercure, l'argent, l'étain, le titane et le tungstène.

** La teneur maximale recommandée pour l'irrigation des citrus est de 0,75 mg/l.

*** Uniquement pour les sols acides à texture fine ou les sols acides présentant une teneur relativement élevée en oxyde de fer.

au questionnaire possédaient des règlements ou des directives spécifiques sur l'irrigation avec des eaux usées. Les 18 autres interdisaient l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation des cultures dont les produits étaient consommés sans cuisson préalable, et 6 interdisaient l'irrigation des pâturages des vaches laitières. Selon une étude des publications sur ce sujet, effectuée par Parsons *et al.* (1975)*, le nombre de coliformes fécaux jugé acceptable par différents états varie de 1000 à 10 000 par 100 ml. Toutefois, une étude des publications scientifiques effectuée en 1982 par l'E.P.A. américaine a montré que le nombre de coliformes fécaux dans les eaux usées utilisées à des fins d'irrigation au Canada et aux États-Unis dépassait 8000 par 100 ml. Il semble que les principales restrictions dépendent du type de culture et du temps écoulé entre l'irrigation et la récolte.

* D. Parsons, C. Brownlee, D. Wetter, A. Maurer, E. Haughton, L. Kornder et M. Slezal, *Health Aspects of Sewage Effluent Irrigation*, for the British Columbia Water Resources Service, Dept. of Lands, Forests and Water Resources, Victoria, B.C., 1975.

B.3 Critères relatifs à la qualité des eaux usées recommandés pour le Canada

B.3.1 Taux d'irrigation normal. — Les conditions et ce qu'il faut prévoir pour irriguer à un taux normal ressemblent à celles étudiées par Ayers et Westcot en ce qui concerne les problèmes relatifs à la salinité, à la perméabilité et à la toxicité. Les limites du tableau B-1, qui ont été établies par Ayers et Westcot, s'appliquent probablement à des conditions allant de arides à semi-arides dans des endroits où les besoins en humidité dépassent 1000 mm par année, ainsi qu'aux citrus et aux légumes qui sont des cultures sensibles. Au Canada, les besoins sont normalement inférieurs à 400 mm par année, et les cultures comme les citrus et les légumes ne sont pas ou ne devraient pas être cultivées sur des sols irrigués avec des eaux usées. Par conséquent, en l'absence de problème, les limites pour la salinité pourraient être augmentées à un maximum de 1,3 dS/m.

Dans le cas de la perméabilité, les limites qui comportent un coefficient d'adsorption de sodium ajusté semblent restrictives. Les valeurs calculées du coefficient ajusté pour les eaux usées au Canada sont 2,5 fois plus élevées que celles pour le coefficient non ajusté. De nombreux programmes d'irrigation avec des eaux usées utilisant des effluents dont le coefficient ajusté est supérieur à 6, et souvent à 9, sont maintenant en application depuis plus de dix ans sans effet néfaste mesurable sur les sols. Certaines des raisons derrière les prévisions exagérées faites par la méthode du coefficient ajusté sont expliquées par Suarez (1981)*. C'est pourquoi nous recommandons d'utiliser les anciens coefficients non ajustés.

Des eaux d'irrigation présentant des teneurs très faibles en électrolytes et un coefficient d'adsorption du sodium relativement faible (c'est-à-dire 6,0) peuvent provoquer la dispersion du colloïde du sol et ainsi diminuer sa perméabilité. Il est peu probable que l'on rencontre des teneurs en électrolytes aussi faibles, car les eaux usées d'origine domestique contiennent beaucoup de sel (environ 0,3 dS/m).

Les limites fixées au tableau B-1 pour la toxicité due à un ion spécifique sont douteuses pour des plantes cultivées dans les conditions canadiennes. Les arbres fruitiers et les plantes ornementales ligneuses sont rarement irrigués avec des eaux usées au Canada. Les teneurs en sodium seront régies par les limites fixées pour éviter les problèmes de perméabilité. L'ion chlorure n'est pas une espèce dominante dans les eaux canadiennes, sauf lorsqu'on utilise régulièrement des adoucisseurs à base de chlorure de sodium; dans ce cas, le coefficient d'adsorption du sodium est probablement un facteur limitant. Les limites relatives au bore s'appliquent aux conditions canadiennes.

On accepte les recommandations relatives aux autres effets, particulièrement celles pour le HCO_3 et le pH, dans le cas de cultures sensibles au Canada. Les teneurs acceptables dépendent des besoins en éléments nutritifs des plantes cultivées. Les besoins en phosphore sont rarement sinon jamais dépassés lors d'un programme d'irrigation à un taux normal. Toutefois, une teneur élevée en P peut avoir un effet néfaste sur les cultures et sur le sol. Elle peut diminuer le rendement en provoquant un déséquilibre des éléments nutritifs, l'excès de phosphore diminuant alors la disponibilité du cuivre, du fer et du zinc. Les teneurs élevées en phosphore peuvent augmenter la précipitation du calcium contenue dans l'effluent et ainsi accroître le coefficient d'adsorption du sodium de la solution du sol.

En conclusion, nous recommandons des critères de qualité pour les eaux usées appliquées à un taux d'irrigation normal. Ces recommandations sont données au tableau ci-après.

---

* D.L. Suarez, "Relation Between pHc sodium adsorption ration (SAR) and an Alternative Method of Estimating SAR of Soil or Drainage Waters", *Soil Sci. Soc. Am. J.*, n° 45, pp. 469-475, 1981.

TABLEAU B-3
Critères de qualité recommandés pour les eaux usées appliquées à un taux d'irrigation normal

Problème d'irrigation	Importance du problème		
	Aucun	Croissant	Grave
Salinité (dS/m)*	< 1,3	1,3 - 3,0	> 3,0
Perméabilité, C.A.S.**	< 6	6 - 9	> 9
Bore (mg/l)	< 0,7	0,7 - 2,0	> 2,0
pH	Plage normale de 5,5 à 9,0		

* En supposant un sol bien drainé et une fraction de lessivage de 0,15.

** Valeur recommandée pour les sols à texture fine et à texture moyenne; la limite pour le coefficient d'adsorption du sodium peut être augmentée si les sols sont de texture grossière.

IMPORTANT: Les directives ou les règlements provinciaux ont préséance sur les directives ci-dessus.

B.3.2 Irrigation à un taux élevé. – L'irrigation à un taux élevé correspond essentiellement à un lessivage à un taux élevé; ce type d'irrigation permet donc d'augmenter considérablement la salinité en comparaison à une irrigation à un taux normal (tableau B-4). L'utilisation de cultures tolérantes aux sels et l'acceptation d'un rendement un peu plus faible permettraient d'utiliser des eaux usées présentant une salinité encore plus élevée.

TABLEAU B-4
Critères de qualité recommandés pour les eaux usées servant à l'irrigation à un taux élevé

Problème d'irrigation	Importance du problème	
	Aucun	Croissant
Salinité (dS/m)	< 4	4 +
Perméabilité, C.A.S.	< 6	6 +
Bore (mg/l)	< 1,0	1 +
pH	Plage normale de 5,5 à 9,0	

Remarque: On suppose un sol très bien drainé et une fraction de lessivage de 1,0.

B.3.3 Irrigation par ruissellement. – Cette méthode n'est pas utilisée fréquemment, et on dispose de peu d'informations sur les critères de qualité de l'eau. Actuellement, il semble souhaitable d'utiliser les critères pour l'irrigation à un taux élevé, donnés au tableau B-4, pour l'irrigation par ruissellement.

B.3.4 Irrigation par infiltration rapide. – On possède très peu d'information sur la qualité de l'eau utilisée pour l'infiltration rapide. Comme la végétation ne constitue pas une partie

essentielle du traitement, la salinité des eaux usées ne semble pas être un facteur important de la capacité de traitement. Les valeurs acceptables de salinité et de teneur en bore, en azote et en phosphore dépendront de l'utilisation éventuelle des eaux souterraines en aval de l'aire irriguée par infiltration rapide. Cependant, la perméabilité dans cette aire constitue un facteur très important de la performance du système d'infiltration rapide. Par conséquent, le coefficient d'adsorption de sodium de l'effluent doit être inférieur à 9.

ANNEXE C

Renseignements sur les terrains types au Canada destinés à recevoir par épandage des eaux usées et des boues d'épuration

Location	Type de matières épandues	Volume* épandu	Milieu récepteur	Période d'exploitation		
				Début	Interruption	Saison
EAUX USÉES						
Ontario						
Listowel	Effluent de lagunage	5 400	Jachères	?	–	Juillet à octobre
Lansdowne	Effluent de lagunage	27 000	Sols agricoles	1979	–	Juin à octobre
Manitoba						
Roblin	Eaux usées	106 000	Sols agricoles	1982	–	Été
Minto	Eaux usées	5 500	Sols agricoles	1981	–	Été
Hamiota	Eaux usées	–	Terrain de golf	1982	–	Été
Clearwater Park	Eaux usées	6 100	Forêt	1980	–	Été
Saskatchewan						
Swift Current	Effluent de lagunage	1 234 000	Sols agricoles	1975	–	Mai à octobre
Davidson	Effluent de lagunage	61 700	Sols agricoles	1974	–	Mai à octobre
Balgonie	Effluent de lagunage	61 700	Sols agricoles	1974	–	Mai à octobre
Moose Jaw	Effluent d'étang aéré	2 960 000	Sols agricoles	1982	–	Mai à octobre
Alberta						
Taber	Effluent de lagunage	700 000 à 1 600 000	Sols agricoles	1971	–	Avril à octobre
Colombie-Britannique						
Vernon	Effluent secondaire	3 053 000	Sols agricoles	1977	–	Été
Kelowna	Effluent de Bardenpho	–	Sols agricoles	–	–	–
Cranbrook	Effluent	–	Sols agricoles	1978	–	Été
BOUES						
Ontario						
Chatham	Boues digérées	38 000	Sols agricoles	?	–	Été, automne et hiver
Clarkson	Boues digérées	39 500	Sols agricoles	?	–	Été et automne
Dresden	Boues digérées	2 130	Sols agricoles	?	–	Été et automne et hiver
Georgetown	Boues digérées	17 000	Sols agricoles	?	–	Été et automne
Huntsville	Boues digérées	2 130	Sols agricoles	?	–	Été et automne
Lakeview	Boues digérées	219 876	Sols agricoles	?	1984 (incinération)	Été et automne
Oakville	Boues digérées	57 000	Sols agricoles	?	–	Été et automne
Manitoba						
Winnipeg	Boues	165 000	Sols agricoles	1966	–	Hiver
Nouvelle-Écosse						
Pictou Camp	Boues digérées	1 500	–	1980	–	Été et automne
Île-du-Prince-Édouard						
Charlottetown	Boues digérées	1 150	Sols agricoles	1976	–	Printemps et automne
Summerside	Boues primaires essorées	900	Décharge contrôlée	–	–	Printemps, automne et hiver
Montague	Écume et boues activées résiduaires	100	Sols agricoles	1973	–	–
Alberta						
Calgary	Boues digérées	14 000 tonnes métriques/année	Sols agricoles	1977	–	Avril à novembre

* Eaux usées ontariennes en mètres cubes par jour. Tous les autres volumes sont en mètres cubes par année.

ANNEXE D
Études de cas

D.1 Irrigation de forêts mixtes de l'ouest canadien avec des eaux usées

On a effectué, sur une période de cinq ans, une étude portant sur l'irrigation avec des eaux usées d'une zone forestière située dans la vallée de la Kananskis, à quelque 80 km à l'ouest de Calgary (Alberta). Les sols de la zone touchée par le projet sont des brunisols orthiques eutriques bien drainés, à vitesse d'infiltration élevée. La couverture d'arbres se compose surtout de pins lodgepole (*Pinus contorta*).

Les eaux usées provenaient d'un système classique de lagunage, et elles ont été épandues par aspersion sur la parcelle choisie, grâce à un réseau fixe de tuyaux rigides. La durée d'irrigation et la quantité d'eaux usées épandues étaient déterminées en surveillant l'humidité du sol. Les eaux usées types d'origine urbaine avaient toujours une faible teneur en éléments nutritifs; pendant la durée de l'étude, soit cinq années, les quantités totales de sels nutritifs épandus étaient respectivement de 52 kg/ha, de 5 kg/ha et de 108 kg/ha pour le N, le P et le K.

L'irrigation moyenne brute par saison était de 225 mm. La totalité de l'eau utilisée se chiffrait à 568 mm dans la zone irriguée et à 368 mm dans la zone voisine non irriguée, soit un déficit moyen de 200 mm. Sur la parcelle irriguée, la croissance des arbres était plus rapide de 38 p. 100 par rapport à la parcelle non irriguée. Les données limitées recueillies ne montrent aucune modification importante de la chimie de l'eau souterraine qui serait due à l'irrigation. L'analyse du sol après cinq ans d'irrigation ne montre aucune différence significative du pH, du C.E. et des teneurs en K et en NO_3 due à l'irrigation. Par contre, l'irrigation avec des eaux usées augmentait de façon importante le coefficient d'adsorption du sodium du sol qui demeurait cependant bien en-deçà des limites acceptables.

D.2 Exemples de régénération de sols à l'aide de boues d'épuration

Ces exemples sont de brefs résumés de tentatives réussies de régénération de sols à l'aide de boues d'épuration en Alberta (Canada) ainsi qu'en Illinois et en Pennsylvanie (É.-U.).

Alberta. — Les expériences effectuées en Alberta indiquent que les boues d'épuration digérées de façon anaérobie permettent d'amender efficacement un sol recouvert de déchets miniers et de le remettre en valeur. Leur efficacité vient, croit-on, du fait que les matières organiques des boues améliorent la structure des déchets miniers et leur capacité de retenir l'eau, et provient aussi de la libération lente des sels nutritifs nécessaire aux plantes qui se produit après l'épandage de boues.

EXPÉRIENCE EN BASSIN

Dans des bassins de bois de 14 m sur 10 m sur 1 m, on a effectué une comparaison de l'efficacité de régénération de trois sols albertains recouverts de déchets miniers, de boues d'épuration de la ville de Calgary digérées de façon anaérobie, et d'un certain nombre d'autres amendements (Visser *et al.*, 1981). Les déchets miniers étaient: (*a*) un matériau sodique (coefficient d'adsorption du sodium de 27) à texture fine, de salinité moyenne (conductivité électrique de 5 dS/m), provenant d'une houillère de plaine; (*b*) un matériau rocheux non sodique et non salin provenant d'une houillère subalpine; et (*c*) du sable très fin non sodique et non salin provenant de l'extraction des sables bitumineux. Les substances qui ont servi à l'amendement étaient

de la terre arable, des engrais commerciaux, du gypse et des boues; chaque traitement a été répété trois fois. Sur l'espace réservé à chaque amendement, on a planté quatre cultures différentes dont on a surveillé la croissance pendant une période de trois ans.

1. *Déchets miniers sodiques.* — Traitement: comme témoin, 15 cm de sol arable non sodique, gypse à raison de 29 t/ha et boues solides à raison de 46 t/ha. Les espèces végétales cultivées étaient l'élyme de Russie, le chiendent à crête, le seigle d'automne et la luzerne rambler. Parmi les amendements testés, le sol arable et les boues d'épuration se sont avérés les plus efficaces et, en général, ont permis une excellente croissance des cultures. Par exemple, on a obtenu avec des boues d'épuration des rendements maximaux à l'hectare de 14 t pour le chiendent à crête et de 10 t pour l'élyme de Russie. Avec de la terre arable, on a obtenu un rendement maximal de 8 tonnes de luzerne à l'hectare. Par contre, la luzerne a mal pris sur le substrat traité avec des boues, et le rendement n'a pas été bon. Enfin, le gypse s'est révélé le moins efficace, et les rendements pour toutes les cultures ont été médiocres et semblables à ceux obtenus dans les parcelles témoins.

2. *Déchets miniers d'origine subalpine.* — Traitement: comme témoin, 15 cm de mousse un mélange d'engrais azoté, phosphoré et potassique à raison de 112 kg/ha de N, 112 kg/ha de P_2O_5 et 90 kg/ha de K_2O, et 46 tonnes de boues à l'hectare. Les espèces végétales étudiées étaient le chiendent à tiges rudes, le trèfle hybride, l'épinette blanche et le saule. Chaque amendement a permis d'améliorer la fertilité du sol subalpin, mais, à long terme, c'est l'addition de boues d'épuration qui a été le traitement le plus efficace. La troisième année de l'expérience, le traitement par les boues donnait les meilleurs rendements pour le trèfle hybride, l'épinette blanche et le saule.

3. *Déchets de sables bitumineux.* — Mêmes types d'amendements que pour les déchets miniers subalpins. Les espèces végétales étudiées étaient le sain-foin, le chiendent à tiges rudes, le pin gris et l'arctostaphyle raison d'ours. Au début, toutes les plantes croissaient de façon satisfaisante après traitement par l'engrais et les boues. Cependant, à long terme, la production des quatres espèces a été meilleure sur le substrat amendé par les boues. La plupart des sels nutritifs épandus sur le sable ont quitté la rhizosphère par lessivage au cours de la première saison de croissance. On a dosé le Mn, le Cu, le Zn et le Fe dans les tissus végétaux. Le traitement par les boues n'a provoqué aucune augmentation importante de la teneur en ces métaux de tous les tissus végétaux.

EXPÉRIENCES EFFECTUÉES SUR LES LIEUX

1. *Déchets miniers sodiques.* — Comparaison des boues digérées de façon anaérobie avec plusieurs autres types d'amendements en vue de régénérer des sols recouverts de déchets miniers sodiques (coefficient d'adsorption du sodium: de 20 à 30). Traitement: témoin, fumier de parc d'engraissement à bovins à raison de 50 tonnes de matières sèches à l'hectare, chlorure de calcium à raison de 6,6 tonnes de calcium à l'hectare, gypse à raison de 6,6 tonnes de calcium à l'hectare, 15 cm de terre arable et 38 tonnes de matières solides de boues à l'hectare. Chaque traitement a été répété six fois, et toutes les parcelles ont été ensemencées d'un mélange de graminées. Après cinq ans, les rendements en graminées correspondaient pratiquement à ceux obtenus normalement en Alberta dans le cas des parcelles traitées au chlorure de calcium et à la terre arable; dans le cas du traitement avec des boues, les rendements étaient inférieurs à ceux des cultures normales, mais supérieurs à ceux obtenus dans les parcelles témoins et celles amendées avec du fumier et du gypse.

2. *Tas de charbon fin.* — On sait par expérience qu'il est difficile d'implanter, grâce aux méthodes classiques, de la végétation sur des tas de charbon fin. Cependant, au cours d'un

projet de démonstration pratique de l'Earth Science Division d'Alberta Environment, on est parvenu à y implanter une végétation luxuriante en épandant de fortes quantités de boues séchées sur lit (> 100 tonnes à l'hectare). Sept ans plus tard, la végétation persiste encore.

Comté de Fulton (Illinois). — Le Chicago Prairie Plan. Le Metropolitan Sanitary District of Greater Chicago (M.S.D.G.C.) se sert de boues d'épuration digérées de façon anaérobie pour régénérer les sols calcaires perturbés d'un emplacement de 6289 ha situé dans le comté de Fulton, dans le centre ouest de l'Illinois*. L'emplacement comprend une ancienne mine à ciel ouvert qui n'a pas été nivelée à la fin des activités et dont le relief en tôle ondulée renferme des lacs et des étangs en grand nombre. Le propriétaire suivant a nivelé certaines zones afin de les utiliser pour la culture et le pâturage; les profits étaient cependant faibles, vu le peu de fertilité du sol et les coûts élevés de production occasionnés par la surface raboteuse du champ, les roches et autres débris.

Après l'acquisition du terrain, en 1970, le M.S.D.G.C. a fait niveler les champs, jusqu'à obtenir la pente souhaitée pour la culture en ligne, et enlever les débris de surface. On a construit des banquettes autour des champs et l'eau de ruissellement est recueillie dans des bassins de rétention. La qualité de l'eau souterraine est continuellement surveillée. Au début, on épandait les boues (contenant 3 p. 100 à 5 p. 100 de matières solides) avec des systèmes d'aspersion mobiles, mais, depuis 1975, on les incorpore avec des pulvérisateurs déportés de grande puissance. L'incorporation permet l'épandage plus uniforme d'un plus grand volume de boues et, du point de vue esthétique, elle est plus agréable que l'épandage par aspersion.

On a fait pousser, avec des rendements variables, des cultures typiques de la région comme le maïs, le soja, les petites céréales et le fourrage. Les rendements obtenus avec les boues n'ont pas toujours été supérieurs à ceux que donnaient les engrais azotés, phosphorés et potassiques. Cependant, des mesures effectuées sur le sol montrent une amélioration importante de sa fertilité à la suite de l'épandage des boues. Il y a eu augmentation des quantités de carbone organique, d'azote minéral disponible, de phosphore disponible et de potassium échangeable dans les sols miniers exploités à ciel ouvert et dans les sols ordinaires. Pour les deux types de sols, on a constaté une diminution de la masse volumique apparente et du pH. La variation du pH provient probablement de la nitrification et de la production d'acides organiques.

Dans des échantillons d'eau prélevés mensuellement afin d'évaluer la qualité des eaux souterraines et de surface, on a dosé 24 constituants dont 15 métaux et des coliformes fécaux. Les échantillons d'eau souterraine n'ont montré aucune contamination due à l'épandage des boues, alors que la qualité des eaux de surface a varié d'un mois à l'autre**. Les récoltes céréalières provenant des champs traités par les boues sont vendues pour l'alimentation animale afin d'empêcher que les humains consomment davantage de cadmium.

Pennsylvanie. — La Pennsylvanie comprend de vastes étendues de terrains perturbés sur lesquelles des chercheurs de l'université d'État ont effectué des expériences de régénération. Sur plusieurs parcelles de terrain de 4 hectares de la région de Pennsylvanie où l'on exploite des mines d'anthracite et de charbon bitumineux, ces chercheurs ont montré la possibilité d'utiliser des boues d'épuration d'origine urbaine pour restaurer de façon acceptable pour l'environnement la couverture végétale des sols exploités***.

---

* Pietz, R.I., J.R. Peterson, C. Lue-Hing et J.L. Halderson (1978). *Rebuilding Topsoil with Municipal Sewage Sludge Solids.* The Metropolitan Sanitary District of Greater Chicago, Department of Research and Development, Rapport n° 787-12, 22 pages.

** Lue-Hing, C., 1980. *Annual Report of the Metropolitan Sanitary District of Greater Chicago, Department of Research and* Development, 305 pages.

*** Sopper, W.E. et S.N. Kerr, 1981. *Revegetating Strip-Mined Land with Municipal Sewage Sludge.* EPA-600/S2-81-182, 145 pages.

Trois terrains représentatifs de mines stériles abandonnées de charbon bitumineux et d'anthracite ont été traités avec divers types de boues d'épuration d'origine urbaine à des taux d'épandage forts et faibles, puis ils ont été ensemencés à la volée d'un mélange de graminées et de légumineuses. Sur chaque terrain expérimental, on a installé un système de surveillance afin de déterminer les effets de l'épandage des boues sur les qualités chimiques et bactériologiques de l'eau souterraine et de l'eau de percolation du sol, sur les propriétés chimiques du sol et sur la qualité et la croissance de la couverture végétale.

Les données, recueillies sur une période de trois ans, montrent que l'épandage de boues a amélioré ces terrains rugueux, en produisant rapidement une couverture végétale qui a stabilisé complètement les sols des parcelles expérimentales. Qui plus est, la couverture végétale de chaque terrain a persisté et s'est améliorée chaque année depuis son implantation. On n'a observé aucune détérioration du rendement ou de la qualité de la végétation. Bien que l'épandage des boues ait augmenté la teneur en certains métaux à l'état de traces de la végétation, toutes les teneurs sont demeurées en deçà de la tolérance des plantes, et l'on n'a observé aucune phytotoxicité. L'épandage de boues n'a eu aucun effet délétère important sur les qualités chimiques ou bactériologiques des percolats du sol ou de l'eau souterraine.

Les résultats de ces projets montrent que l'épandage, dans des conditions adéquates, de boues d'épuration stabilisées d'origine urbaine peut servir à restaurer la couverture végétale d'un sol minier sans menacer l'environnement et sans nuire à la végétation, au sol ou la qualité de l'eau souterraine.

D.3 Irrigation par aspersion pratiquée à Lansdowne (Ontario)

Le réseau d'égouts de Lansdowne a été conçu pour 900 personnes, et il est utilisé présentement par une population d'environ 570 habitants. Il est constitué d'un collecteur, d'un poste de pompage et d'un système de lagunage comportant deux bassins d'environ 6 ha.

Le système d'épandage par aspersion se compose des éléments suivants: un tamis mobile, un moteur de 18 kW et une pompe à neuf étages installée dans la chambre de décharge, un robinet Singer de réglage du débit et de la pression, une jauge, une conduite souterraine de refoulement en plastique (150 mm sur 430 m) servant à l'épandage, un épandeur Buttler à pivot central (152 m) et deux postes où est fixée la base de la machine. Le circuit électrique consiste en une ligne à poteaux de 4800 V se rendant à la base de la pompe, une batterie de transformateurs de 4800 V/600 V, une pompe et un commutateur de commande, une ligne à poteaux de 600 V allant jusqu'au terrain où se fait l'épandage et une conduite enfouie de 600 V alimentant les deux bases d'épandage.

Le terrain utilisé est un bloc rectangulaire de 34 ha d'argile lourde de Napanee. Sa partie nord (12 ha) est élevée et assez sèche; sa partie sud, du côté de la pente, est humide ou marécageuse par endroits. Lors de l'installation d'un deuxième poste machine, on a drainé huit hectares avec des tuyaux au centre du bloc.

Il s'est avéré qu'un seul irrigateur ne suffisait pas à la décharge des bassins de stabilisation, de sorte qu'en 1980 on a décidé d'agrandir le système. Pour ce faire, on a changé le moteur de la pompe d'origine de 7,5 kW contre une unité de 18 kW, en installant un meilleur commutateur électrique vu l'accroissement de puissance; on a acheté 400 mètres de câble à trois fils, un supplément de tuyaux d'épandage en aluminium de 100 mm et 150 mm ainsi qu'un deuxième épandeur à pivot central. L'équipement en question a été installé pendant l'automne 1980 et l'été 1981. Comme il y a eu des délais pour obtenir les raccords électriques, le second

appareil n'a pas été mis en marche avant 1982. L'addition d'un second appareil a permis d'alterner les périodes d'arrosage et de repos des zones irriguées, ce qui devait produire de meilleures récoltes et réduire les engorgements et, par conséquent, les dommages aux récoltes.

À l'automne 1982, on a ajouté des tuyaux de drainage pour assécher les trous d'eau et permettre aux machines agricoles de pénétrer plus tôt sur le terrain au printemps.

Les cultivateurs exploitant ces terres font état d'un accroissement important du rendement sur les portions drainées et irriguées. Une partie de l'amélioration du rendement peut être attribuée à l'avance prise au printemps par les cultures sur sol drainé, mais elle serait surtout due à l'irrigation.

Si ce n'est l'excédent de travail imposé par l'expansion, il s'est avéré que ce réseau d'épandage demandait assez peu d'entretien. On estime qu'une fois les erreurs et les imperfections éliminées, il faudra environ deux semaines-personne par année pour l'exploiter et l'entretenir.

Les coûts d'électricité ont été d'environ 660 $ en 1982 et 700 $ en 1983. Cette dernière année, le volume d'effluents épandus sur le sol était de 42 300 m^3.

D.4 Projet d'épandage des effluents urbains de Swift Current

L'ancien système de lagunage de la ville de Swift Current a été construit en 1955; il consistait en deux bassins de stabilisation dont les eaux d'égout étaient normalement évacuées dans le ruisseau Swiftcurrent au printemps et à l'automne. Les usagers situés en aval du point de rejet s'inquiétaient de la qualité de l'eau du ruisseau pendant la période d'évacuation, et ils s'opposaient à ces opérations.

En 1969, les installations existantes d'épuration devenaient insuffisantes, et la Commission des ressources hydrauliques demandait à la ville d'améliorer ses bassins.

On envisagea à cette époque trois modes différents de traitement des eaux d'égout. Une usine de traitement tertiaire aurait coûté environ 3 000 000 $, ce qui n'était pas dans les moyens de la ville. Il y avait aussi possibilité d'augmenter la capacité du système existant de lagunage aérobie et de chlorer les effluents; il ne s'agissait cependant encore que d'un traitement secondaire donnant un effluent de mauvaise qualité qu'il aurait fallu évacuer dans le ruisseau au printemps et à l'automne. La troisième méthode consistait à construire de petits étangs peu coûteux et à installer un équipement d'aération qui aurait amélioré considérablement la qualité de l'effluent. La ville a essayé d'obtenir la permission d'évacuer ses eaux usées en continu plutôt que deux fois par année afin d'éliminer l'obligation d'acheter des terres et de construire des bassins de stabilisation plus grands. Cependant, la Provincial Pollution Control Branch du Department of Environment s'est opposée à l'évacuation en continu, vu le faible débit du ruisseau pendant les mois d'été. Elle était en faveur de l'évacuation des effluents dans le ruisseau au printemps et en automne, mais soulignait que la période prévue à cette fin pourrait être écourtée à l'avenir.

Dans l'intervalle, la ville avait commencé à s'intéresser à la possibilité de se débarrasser des effluents traités en procédant à leur épandage par aspersion. Le Maire, M. John Dyer, s'enquit auprès des représentants de la Station locale de recherches d'Agriculture Canada s'il était réalisable de recycler des eaux usées en irrigant les cultures. Après plusieurs réunions et discussions, il fut décidé qu'une équipe scientifique de la station de recherches coopérerait avec la ville de Swift Current et le ministère de l'Environnement de la Saskatchewan à mettre sur pied une étude à un endroit où les sols seraient représentatifs des terres agricoles environnantes. C'est ainsi que fut lancé, en juin 1973, un projet-pilote. Une parcelle de 4 hectares fut ensemencée

de luzerne Roamer et irriguée par aspersion avec les effluents d'un bassin d'épuration. L'étude avait pour but de déterminer les effets à long terme des effluents sur les caractéristiques physiques et chimiques du sol, l'assimilation par les plantes des sels nutritifs et des métaux lourds, le rendement des cultures et leur qualité alimentaire, la qualité du percolat, la présence de bactéries intestinales pathogènes, la répartition et la survie des bactéries fécales dans le sol et le feuillage, et les effets des effluents sur la microflore indigène.

En 1975, une firme-conseil fut chargée d'effectuer une étude de faisabilité sur l'épandage par aspersion. Le rapport de l'étude en question comprenait une comparaison des avantages et des désavantages des trois modes de traitement que la ville pouvait adopter, soit l'expansion des bassins de stabilisation, la construction d'étangs aérés et l'irrigation par aspersion. On en vint à conclure que le troisième mode de traitement était écologiquement le plus souhaitable. Sauf en cas d'urgence, ce traitement éliminerait l'évacuation dans le ruisseau des effluents qui seraient une source d'eau pour la croissance de cultures. De plus, l'irrigation par aspersion semblait pouvoir satisfaire aux exigences à long terme de la ville relativement au traitement des eaux d'égout, surtout en cas d'un durcissement ultérieur des normes provinciales. Le rapport indiquait cependant que les coûts de l'irrigation par aspersion seraient quelque peu supérieurs et qu'il y aurait immobilisation d'une superficie importante de terres pour recevoir les effluents.

Les travaux effectués à la Station de recherches ont montré que l'irrigation avec l'effluent urbain de Swift Current n'aurait aucun effet délétère, à la condition que l'on prenne des précautions suffisantes, entre autres, établir un programme de gestion et de surveillance visant à contrôler l'ensemble des opérations. À peu de distance des bassins, quatre cultivateurs irriguaient leurs terres avec l'eau du ruisseau; ils ont suivi de près l'évolution et les résultats du projet-pilote et se sont intéressés à l'utilisation des effluents. À l'issue de longues discussions, les cultivateurs et la ville sont venus à un accord formel obligeant essentiellement cette dernière à fournir aux cultivateurs l'effluent en quantité et à la pression requises, à la condition qu'en contrepartie ils acceptent tous les effluents urbains.

La ville décida de procéder à la mise sur pied du plan d'irrigation au moyen des effluents et de laisser tomber les autres possibilités. La conception du projet et la construction des installations nécessaires commencèrent à l'automne 1977. Vers la fin de juin 1978, le système était terminé et fonctionnait à plein rendement.

Il s'agit fondamentalement d'un système de lagunage ayant une superficie d'environ 85 ha. Les eaux d'égout de la ville sont pompées et déversées dans les cellules A (32 ha) et C (26 ha) de l'étang qui fonctionnent en parallèle (figure D-1). Après traitement initial dans ces cellules, l'effluent passe à la cellule B (27 ha) d'où il est pompé jusqu'aux terres des cultivateurs. La capacité du système de lagunage suffit à emmagasiner le débit hivernal jusqu'à la saison suivante d'irrigation. Les données de base concernant la conception du système sont présentées au tableau D-1.

Trois postes de pompage construits immédiatement à côté de la cellule B pompent l'effluent et l'amènent dans les fermes. Le poste de pompage nº 1 est le plus important et approvisionne trois des fermiers (240 ha). On y a installé deux pompes principales de 250 hp, ayant individuellement une capacité nominale de 10 000 l/mn et une H.M.T. (hauteur manométrique totale) de 88 m. Ensemble, elles ont un débit total de 15 910 l/mn pour une H.M.T. de 97 m.

Le poste de pompage nº 1 livre automatiquement ce dont les cultivateurs ont besoin. Pour ce faire, une petite pompe maintient sous pression la conduite d'alimentation lorsque la demande est nulle, et, lorsqu'un cultivateur ouvre son robinet, la baisse de pression dans le système commande automatiquement la mise en marche des pompes principales.

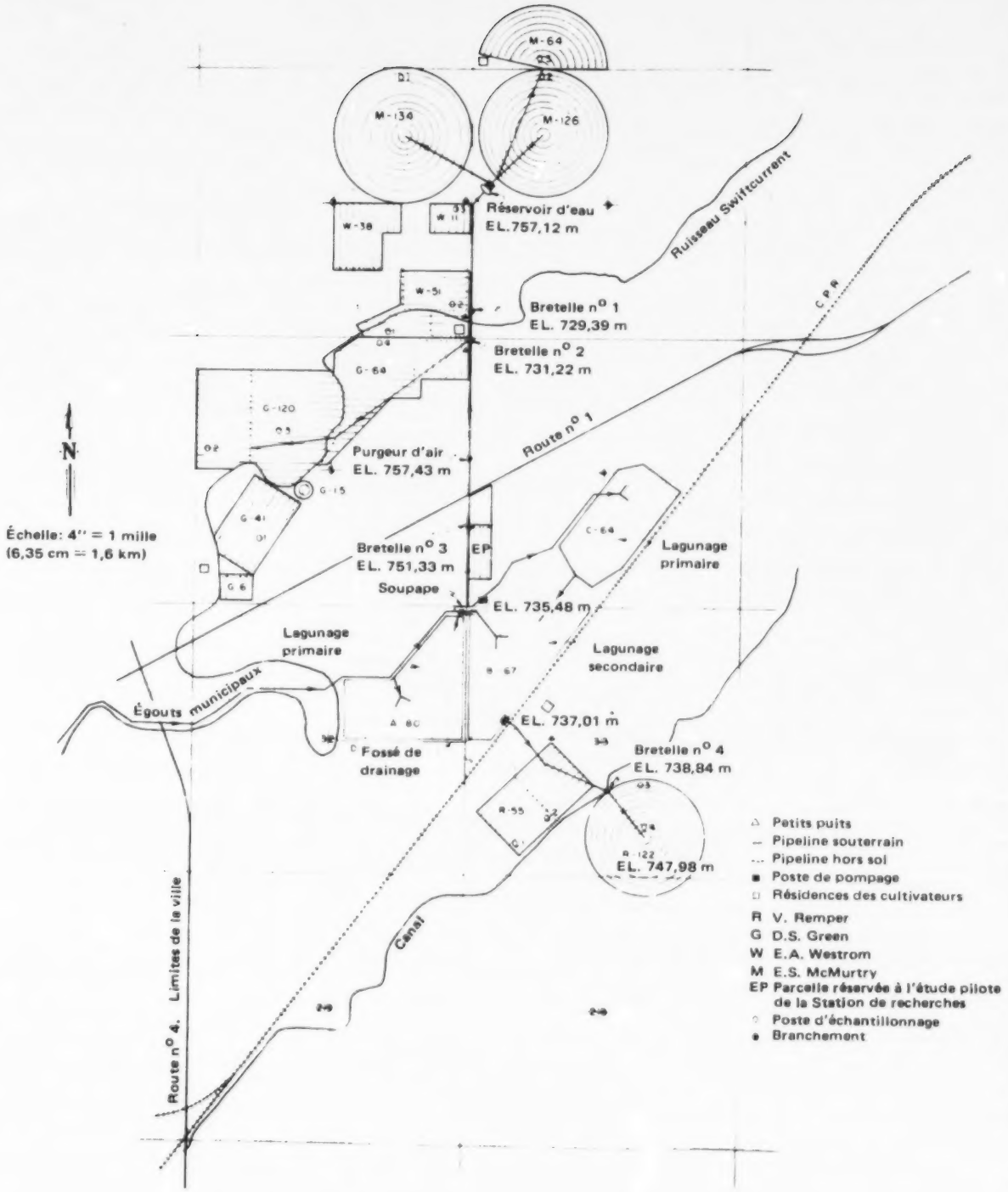


Figure D-1
Projet d'irrigation au moyen des effluents urbains de Swift Current

TABLEAU D-1
Données relatives à la conception du système d'irrigation par les effluents urbains de Swift Current

Année de construction	1986
Prévisions démographiques	18 560
Débit par habitant	318 l par personne par jour
Débit urbain quotidien	$5{,}9 \times 10^6$ l/d
Estimation des quantités d'effluents pouvant servir chaque année à l'irrigation (en tenant compte des fuites des étangs et de l'évaporation)	$1{,}3 \times 10^6$ m^3
Pression requise dans les fermes	690 kPa - 862 kPa
Superficie du sol destinée à l'irrigation	320 hectares

Les deux autres postes de pompage de moindre importance, le poste n° 2 (une pompe de 125 hp ayant une capacité nominale de 4546 l/mn et une H.M.T. de 93 m) et le poste n° 3 (une pompe de 50 hp ayant une capacité nominale de 3637 l/mn et une H.M.T. de 50 m) approvisionnent un cultivateur (80 ha). Ces deux postes fonctionnent manuellement.

Du poste de pompage n° 1, une conduite (conduite de refoulement en fibrociment de 1800 m et de 41, et 30 cm de diamètre) se dirige vers le nord de façon à alimenter les terres irriguées se situant dans cette direction. Deux autres conduites (conduites de refoulement en fibrociment de 790 m de longueur sur 20 cm de diamètre et de 732 m de longueur sur 15 cm de diamètre) amènent l'effluent des postes de pompage n° 2 et n° 3 jusqu'aux terres irriguées du sud.

Au divers points d'alimentation, on a prévu des branchements à l'usage des cultivateurs. À ces points, on a installé des soupapes de sûreté permettant de maintenir la pression d'alimentation au niveau convenu avec les cultivateurs. Aux branchements, on a aussi incorporé des débitmètres afin de mesurer les quantités d'effluents utilisées par chaque cultivateur; ces appareils ainsi que les registres du poste de pompage permettent de surveiller l'ensemble du système et la répartition de l'effluent entre les cultivateurs.

Ces derniers s'occupent eux-mêmes de leur réseau de distribution au-delà des points d'alimentation dont ils se servent selon leurs besoins d'irrigation qui se fait soit avec du matériel roulant, soit avec des systèmes à pivot central.

Pour le projet en question, la ville a dû investir au total environ un million de dollars (1 000 000 $), ce qui comprend la construction d'un nouvel étang (cellule C) au coût de 350 000 $ et les postes de pompage, les pipelines, etc., au coût de 650 000 $. La ville a engagé un directeur de projet chargé de surveiller le programme d'irrigation, soit l'épandage de l'effluent, les modifications chimiques du sol, les questions de santé, le rendement en fourrage et sa qualité, les altérations de l'eau souterraine et le calendrier d'irrigation. Il lui incombait aussi de superviser, d'entretenir et d'inspecter les installations de pompage.

Avant d'entreprendre le projet, on a analysé 90 paramètres de l'effluent du système de lagunage secondaire de la ville afin de déterminer s'il était acceptable pour l'irrigation. On a aussi analysé de la même façon l'eau du ruisseau Swiftcurrent à des fins de comparaison. D'après les directives généralement acceptées pour déterminer la qualité de l'eau d'irrigation, l'effluent d'eau d'égout semble, si l'on considère les quantités présentes des constituants (tableau D-2),

TABLEAU D-2
Constituants trouvés dans l'eau du ruisseau Swift Current et dans l'effluent d'eaux d'égout

	Ruisseau Swiftcurrent		Étang secondaire	
	minimum	maximum	minimum	maximum
pH	8,3	9,6	7,7	9,0
Principaux ions (mg/l)				
Ca	31	84	138	184
Mg	32	35	87	162
Na	56	56	220	418
SO_4	205	205	554	1090
Cl	–	–	200	250
C.A.S.	1,3	1,7	3,6	5,4
C.E. (dS/m)	0,5	0,8	2,0	3,0
Ions minoritaires (mg/l)				
Phosphore				
Total	0,0	0,2	1,5	9,2
Ortho	0,02	0,05	0,12	5,7
Azote				
$N\text{-}NO_3$	0,01	0,1	0,01	0,59
$N\text{-}NH_4$	0,2	0,45	5,64	13,0
Azote total	0,5	1,2	6,7	26,7
Potassium				
$K\text{-}NaHCO_3$	6,3	7,9	18,8	32,0
Éléments à l'état de traces (mg/l)				
Arsenic	0,004	0,010	0,004	0,009
Bore	0,03	0,25	0,08	0,43
Plomb	0,004	0,005	0,004	0,077
Mercure	0,00004	0,00009	0,00004	0,00034

une source idéale d'eau pour l'agriculture, si ce n'est sa teneur totale en sels qui est assez élevée, sans pour autant proscrire son utilisation. On peut toujours utiliser ce type d'effluent à condition de prendre certaines mesures permettant d'atténuer le problème.

On a choisi un terrain de 4 ha au nord-est de la ville de Swift Current pour y effectuer un étude pilote. On l'a ensemencé de luzerne Roamer au printemps de 1973. À l'aide d'une rampe d'aspersion de 335 m montée sur roues, on a épandu sur le champ l'effluent non chloré du bassin secondaire du réseau d'épuration municipal. On a procédé à l'épandage lorsque la quantité d'eau disponible dans les 135 cm supérieurs du sol était réduite à 50 p. 100 de la capacité au champ.

Les sols de la zone étudiée appartiennent à l'association de Birsay du grand groupe brun de l'ordre Chernozémique. Il s'agit de loam ou de loam sableux recouvrant du till glaciaire.

Chaque fois que l'on irrigait la parcelle de 4 ha avec l'effluent urbain, on irrigait aussi à la même profondeur une parcelle témoin de 6 m x 6 m située tout près.

À cause de la teneur élevée de l'effluent en sels, le principal sujet d'inquiétude durant le projet était la salinité du sol. Pendant l'irrigation, surtout si l'eau épandue a une teneur importante en sels solubles, le processus d'évapotranspiration a tendance à concentrer les sels dans la rhizosphère. À moins d'être lessivés, ces sels nuiront tôt ou tard à la croissance végétale.

Afin d'empêcher que les sels ne s'accumulent dans la rhizosphère à la suite de cycles répétés d'irrigation-évapotranspiration, il est nécessaire que l'eau traverse cette zone et lessive l'excédent de sels. Les précipitations annuelles pendant la saison de croissance (mai-août) dans la région de Swift Current sont de 200 mm, et la consommation d'eau par la luzerne est de 65 cm. Au début, le taux d'épandage de l'effluent était fixé de façon à correspondre d'assez près aux besoins de la luzerne en eau. On croyait que la fonte des neiges suffirait à lessiver les sels accumulés dans la rhizosphère; cependant, d'après les résultats obtenus les deux premières années, on s'aperçut que ce n'était pas le cas. Le taux d'épandage fut donc augmenté pour permettre que de 10 p. 100 à 15 p. 100 de l'eau épandue puisse percoler la rhizosphère et entraîner l'excédent de sels.

Dans les sols bien drainés soumis à l'irrigation avec l'effluent urbain, la teneur en sels des couches supérieures de la rhizosphère a augmenté de 1973 à 1976, alors que celle des couches inférieures a diminué de façon appréciable (figure D-2). En 1977, la courbe de salinité semblait s'être stabilisée. Dans la parcelle irriguée avec l'eau du ruisseau, la salinité de la couche supérieure du sol demeurait à peu près inchangée, alors que celle des couches inférieures diminuait de façon appréciable. Après 5 ans, la teneur en sels du sol irrigué avec l'effluent était au moins le triple de celle de la parcelle irriguée avec l'eau du ruisseau.

Les résultats de cette étude ont aussi montré que lorsque le sol est bien drainé et que la gestion en est bonne, la salinité atteint un état stationnaire après plusieurs années d'irrigation. À l'état stationnaire, la teneur en sels de la solution dans le sol augmente en général depuis le voisinage de la surface (faible teneur limitée par la salinité de l'eau d'irrigation) jusqu'à proximité de la base de la rhizosphère (teneur beaucoup plus élevée limitée surtout par l'importance de la percolation).

Dans certaines zones basses, l'irrigation pendant huit ans avec l'effluent urbain a provoqué l'élévation de la nappe phréatique qui, en 1973, avant l'irrigation, se trouvait à plus de 4 m sous la surface du sol et qui se trouvait en 1980 à des profondeurs variant de 1 à 3 m.

Normalement, le déplacement de l'eau vers le bas après l'irrigation diminue la teneur en sels de la couche supérieure du sol. Cependant, entre les épandages, l'eau a tendance à remonter par capillarité jusqu'à la surface lorsque la nappe phréatique est peu profonde. Les sels solubles entraînés vers le haut se déposent et se concentrent dans les couches supérieures du sol. Lorsque la nappe phréatique est peu profonde, la répartition des sels dans la rhizosphère est donc différente de ce qu'elle est dans les sols bien drainés. La teneur en sels n'augmente pas avec la profondeur; elle est au contraire plus élevée près de la surface et diminue ensuite (figure D-3).

Le bilan total de l'azote pendant les huits années qu'a duré l'étude pilote (tableau D-3) montre qu'on trouve beaucoup plus de N dans la récolte qu'il n'y en avait dans l'effluent urbain épandu. L'apport de N dû à l'eau du ruisseau était négligeable. Le tableau indique aussi que l'assimilation de N par la luzerne irriguée avec l'effluent urbain était supérieure à celle de la luzerne irriguée avec l'eau du ruisseau.

Comme la percolation est indispensable pour empêcher une accumulation excessive de sels, il est inévitable qu'il y ait un certain déplacement du $N\text{-}NO_3$ de la rhizosphère vers la

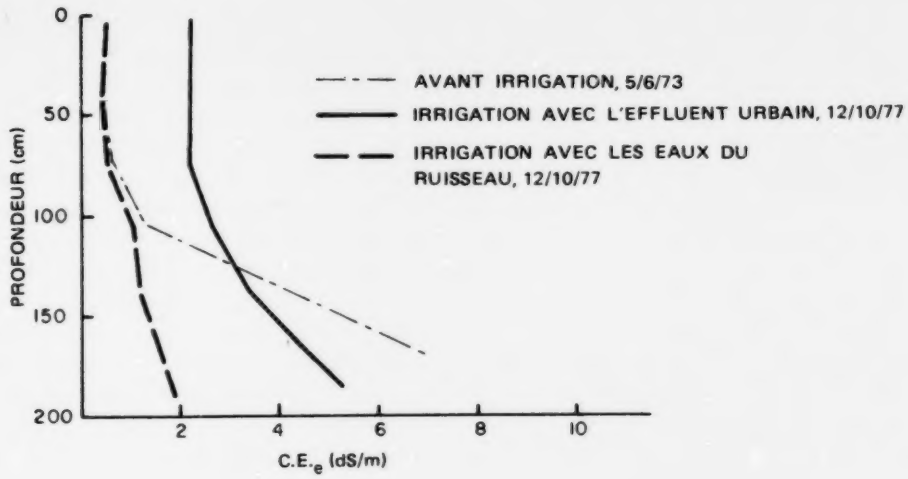


Figure D-2
Courbe de salinité de sols orthiques bien drainés pendant l'irrigation avec l'effluent urbain et avec les eaux du ruisseau

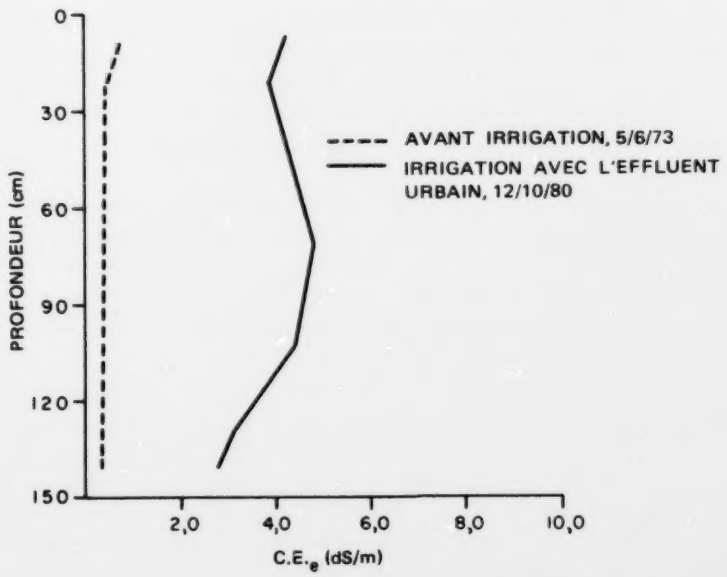


Figure D-3
Courbe de salinité dans les zones basses (sol orthique cumulique) pendant l'irrigation avec l'effluent urbain

TABLEAU D-3
Bilan de l'azote pendant l'étude pilote d'irrigation avec un effluent urbain

Année	Irrigation avec l'effluent (kg/ha)			Irrigation avec l'eau du ruisseau (kg/ha)		
	Apport*	Récolte**	Analyse du sol***	Apport	Récolte	Analyse du sol
1973	25	–	194	1,4	–	80
1974	38	205	231	3,7	193	169
1975	54	293	203	4,9	206	135
1976	99	308	192	10,2	289	113
1977	141	314	281	10,1	266	115
1979	104	271	234	–	–	–
1980	155	343	193	–	–	–

* Azote total Kjeldahl dans l'eau d'irrigation.
** Somme de deux récoltes (trois en 1975); sol de type orthique.
*** $N\text{-}NO_3$ plus $N\text{-}NH_4$ (0 à 180 cm) dans le sol de type orthique après la dernière récolte (du 6 au 21 octobre).

nappe phréatique. Il est souhaitable d'estimer la quantité de nitrates lessivés, mais il est difficile d'obtenir des valeurs fiables. Cependant, comme les besoins de la culture en N dépassent de beaucoup l'apport total de N avec l'eau, et que le taux de lixiviation au cours du projet était faible, il ne devrait pas y avoir danger de contamination de la nappe phréatique par entraînement des nitrates au-delà de la rhizosphère. En fait, on n'a noté aucun accroissement de la teneur de l'eau souterraine en nitrates après huit ans d'irrigation avec l'effluent urbain.

Le rapport des teneurs en P total de l'effluent urbain et de l'eau du ruisseau était en moyenne d'environ 6:1. Il est donc très avantageux d'utiliser l'effluent d'eau d'égout comme eau d'irrigation. Le P épandu avec l'effluent dépassait légèrement les besoins en P de la luzerne (tableau D-4). Sur la parcelle irriguée avec l'eau du ruisseau, le P extractible au bicarbonate présent dans le sol est passé de 33 kg/ha à 11 kg/ha. Par contre, sur la parcelle irriguée avec les eaux usées, la teneur en P augmentait avec le temps, ce qui indiquait une accumulation de P total dans le sol. Bien que l'épandage de P dépasse les besoins de la culture, ce qui pourrait être un facteur limitant la durée du projet, on prévoit qu'il ne s'agit pas d'un problème sérieux étant donné la grande capacité de sorption du sol pour le P.

On a rapporté qu'il faut s'attendre à une diminution de 7,3 p. 100 du rendement en luzerne pour chaque accroissement de 1,0 dS/m de la $C.E._e$ (conductivité électrique de l'extrait saturé du sol) au-delà de la valeur seuil de 2 dS/m. La courbe de salinité (figure D-2) laisse supposer qu'on peut s'attendre à une certaine diminution du rendement du sol irrigué avec l'effluent par rapport à celui irrigué avec l'eau du ruisseau. Cependant, dans le cas de la luzerne, le contraire a été observé (tableau D-5). Il n'y a aucun doute que la charge supérieure en sels nutritifs de l'eau d'irrigation avec l'effluent a masqué la diminution de rendement à laquelle on peut s'attendre à cause de la salinité.

Au début, les rendements en luzerne des zones basses (tableau D-5) étaient de beaucoup supérieurs à ceux des autres zones, car leur profil était mieux développé, et elles avaient des teneurs plus élevées en humus et en éléments nutritifs. Toutefois, en 1980, les rendements de

TABLEAU D-4
Bilan du phosphore pendant l'étude pilote d'irrigation avec un effluent urbain

Année	Irrigation avec l'effluent (kg/ha)			Irrigation avec l'eau du ruisseau (kg/ha)		
	Apport*	Récolte**	Analyse du sol***	Apport	Récolte	Analyse du sol
1973	18	–	30	0,1	–	33
1974	25	15	26	0,8	13	29
1975	40	21	21	1,5	24	22
1976	20	26	25	0,1	22	181
1977	40	26	46	0,8	18	19
1979	48	23	43	1,0	26	11
1980	36	31	131	1,4	28	–

* Phosphore total dans l'eau d'irrigation.
** Somme de deux récoltes (trois en 1975); sol de type orthique.
*** P extractible au bicarbonate (0 à 30 cm) dans le sol de type orthique après la dernière récolte (du 6 au 21 octobre).

TABLEAU D-5
Rendements annuels en matières sèches de luzerne (tonnes métriques par hectare)

Année	Irrigation avec l'effluent		Irrigation avec l'eau de ruisseau
	Sol orthique bien drainé	Sol cumulique (zones basses)	Sol orthique bien drainé
1974	6,55	7,85	5,93
1975	8,81	9,29	9,17
1976	9,34	9,77	8,39
1977	11,26	10,64	9,37
1979	8,17	7,72	–
1980	11,02	8,68	–
1981	9,36	6,81	–

ces zones étaient les plus faibles. Cette baisse de rendement venait surtout de la plus grande salinité de la couche de surface par suite de la hausse de la nappe phréatique. Ce résultat fait ressortir l'importance d'un système de drainage adéquat assurant une élimination satisfaisante des sels par percolation. En l'absence de drainage suffisant, l'irrigation fait monter la nappe phréatique, ce qui favorise l'écoulement capillaire de l'eau vers la surface. Les sels solubles entraînés vers le haut se concentrent dans la couche supérieure du sol d'où les plantes tirent la plupart de l'humidité et des substances nutritives nécessaires, ce qui augmente donc les inconvénients de la salinité.

En ce qui a trait à sa qualité comme aliment pour le bétail, le fourrage obtenu après irrigation avec des eaux usées contenait une teneur plus élevée en protéines brutes (22 p. 100)

que celui obtenu par irrigation avec l'eau du ruisseau (20 p. 100. Le pourcentage de phosphore dans le forrage obtenu après irrigation avec l'effluent urbain variait de 0,2 p. 100 à 0,3 p. 100, une teneur qui, elle aussi, est très élevée et devrait suffire aux besoins de la plupart du bétail durant l'hiver, sauf les vaches laitières qui auraient besoin d'un léger supplément.

Les analyses de l'effluent de l'étang secondaire n'ont jamais montré la présence des principales entérobactériacées pathogènes comme les salmonelles, les shigelles et les staphylocoques; cela signifie que les eaux usées ne présentent aucun danger pour les cultures irriguées de cette façon et pour les utilisateurs du matériel d'irrigation.

Un examen des algues présentes dans l'effluent montre qu'il s'agit presque uniquement d'algues vertes, qui sont inoffensives, et très peu d'algues bleu-vert, qui peuvent être toxiques. Les algues ne peuvent survivre sur la luzerne irriguée à un séchage prolongé à l'air, ce qui élimine donc le risque d'intoxication des animaux nourris avec ce fourrage.

On a étudié de façon approfondie la survie des bactéries fécales dans des cultures irriguées avec l'effluent, car on s'inquiète quelque peu de la possibilité de contamination, par des salmonelles et autres agents pathogènes, des animaux et de l'homme. Une surveillance attentive des bactéries fécales dans l'étang secondaire a indiqué que l'effluent contenait en moyenne pendant la saison d'épandage 8 400 coliformes fécaux par 100 ml. Des études effectuées sur le terrain et en laboratoire ont établi que les bactéries fécales étaient sensibles aux variations brusques de pression, et qu'elles pouvaient être tuées par celles qui se produisent normalement pendant le pompage et l'épandage de l'effluent.

Bien que les plantes renfermaient un grand nombre de coliformes fécaux immédiatement après l'épandage, ces bactéries étaient très sensibles aux rayons ultraviolets et à la dessiccation, et elles étaient rapidement détruites à la suite d'une exposition à un ensoleillement intense et à un temps chaud et venteux. Les résultats obtenus indiquaient qu'une exposition pendant dix heures au soleil intense et à des vents desséchants éliminait complètement les coliformes fécaux et les entérobactéries dans la luzerne, le colza, le blé et l'avoine irrigués avec l'effluent. Même dans le pire des cas, soit l'épandage d'eaux d'égout brutes sur ces cultures, on a trouvé que, dans des conditions météorologiques typiques de fin d'été, lorsqu'on interrompait l'épandage, plus de 99,9 p. 100 des bactéries fécales étaient tuées en six heures sur les siliques de colza et les épis d'avoine, en neuf heures sur les épis de blé, et en trente heures sur les tiges et les feuilles du blé et de l'avoine. La persistance plus longue des coliformes sur les tiges des céréales était due à la gaine foliaire qui piégeait les eaux d'égout et les protégeait des effets bactéricides du soleil et du séchage rapide. C'est ainsi qu'il fallait une exposition de cinquante heures pour tuer tous les coliformes fécaux sur les graminées irriguées.

Les résultats de plusieurs études sur le terrain ont également indiqué que le maïs ne peut absolument pas être irrigué avec des effluents d'eau d'égout. Six heures après l'interruption de l'épandage, le nombre de coliformes fécaux dans l'effluent retenus par la gaine foliaire et par les spathes dépassait 60 000/100 ml. Ces coliformes ont non seulement survécu pendant plusieurs semaines, mais ils se sont encore multipliés par un facteur de dix mille, même dans des conditions fortement bactéricides, soit un temps ensoleillé et sec, car ils étaient emprisonnés à l'intérieur des spathes et des gaines multifoliées des plants de maïs qui les protégeaient bien. On peut éviter le risque de contamination en se servant d'un système d'alimentation par gravité pour l'irrigation du maïs avec un effluent urbain.

Des analyses fréquentes des sols irrigués ont déterminé que les bactéries fécales apportées par l'effluent meurent rapidement, à mesure que la surface du sol s'assèche entre les épandages. Cette mortalité est causée en grande partie par l'antagonisme qui les oppose à la

microflore indigène du sol. Avec un épandage adéquat, beaucoup plus de 90 p. 100 des bactéries fécales demeuraient dans les 2,5 cm supérieur du sol sans qu'aucune ne pénètre au-delà d'une profondeur de 30 cm. Toute possibilité de contamination bactériologique des eaux souterraines était donc éliminée. L'irrigation répétée avec l'effluent a eu un effet cumulatif stimulant sur la microflore du sol; les substances organiques nutritives présentes dans l'effluent ont provoqué un accroissement très important et soutenu des populations de champignons, de bactéries et d'actinomycètes dans le sol.

D'après les résultats des études effectuées jusqu'ici, on a conclu que l'irrigation de cultures fourragères avec l'effluent d'eaux d'égout de Swift Current donnerait des rendements élevés ainsi qu'une bonne qualité sans détérioration indue du sol, ni danger pour la santé. Après quatre années d'épandage d'eaux usées à grande échelle sur les terrains, on en réalise les avantages pour la ville et les agriculteurs. Les eaux d'égout que l'on considère traditionnellement comme une nuisance sont devenues une ressource de valeur pour l'agriculture.

Grâce à l'étroite collaboration de sept scientifiques appartenant à des spécalités aussi diverses que l'hydrologie, la microbiologie, la chimie, l'agronomie, la physique des sols, l'ingénierie, la physiologie végétale et animale (alimentation des ruminants), l'étude pilote effectuée à Swift Current est devenue le projet de recherche le plus complet effectué dans l'ouest canadien sur l'irrigation de cultures avec des effluents d'eau d'égout. Elle a produit une richesse de renseignements techniques assurant une base solide à des directives et part des agriculteurs et des ingénieurs, et il a fait l'objet de nombreux articles dans la presse.